

Kartläggning och utvärdering av
plaståtervinning i ett
systemperspektiv



Anna-Sofia Carlsson

B 1418

Stockholm, februari 2002

VISIT...

LANZAROTE
Caliente.COM

Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel/Project title Hur skall hushållsavfallet tas omhand? Utvärdering av olika behandlingsmetoder Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor
Telefonnr/Telephone 08-598 563 00	Statens Energimyndighet, STEM
Rapportförfattare/author Anna-Sofia Carlsson	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Kartläggning och utvärdering av plaståtervinning i ett systemperspektiv	
Sammanfattning/Summary Syftet med studien har varit att kartlägga materialåtervinningen av förpackningsplast i Sverige idag och utvärdera en redan befintlig systemanalytisk avfallshanteringsmodell (ORWARE), samt att utföra en systemanalys på plaståtervinning med modellen som verktyg. Tre scenarier har studerats i analysen – energiutvinning, materialåtervinning med antagandet att återvunnen plast ersätter jungfrulig plast fullt ut i förhållandet 1:1, samt materialåtervinning med ett mera verklighetsbaserat antagande om vad den återvunna plasten ersätter och i vilket förhållande. Enligt kartläggningen av materialåtervinning av plast i Sverige idag visade sig cirka 20 % av den återvunna hårdplasten ersätta tryckimpregnerat trä istället för jungfrulig plast. Dessutom visade det sig att den återvunna mjukplasten ibland kunde vara av något sämre kvalitet än jungfrulig plast. Återvunnen mjukplast antogs därför ersätta jungfrulig plast i förhållandet 1:0,7. Dessa båda antaganden ligger till grund för det mera verklighetsbaserade scenariot. Resultaten har utvärderats med livscykelanalysmetodik där följande parametrar har studerats: total energianvändning, växthuseffekt, försurning, övergödning, fotooxiderande – NO_x och VOC. Resultaten visar att materialåtervinning av förpackningsplast medför en miljövinst i samtliga studerade miljöpåverkanskategorier jämfört med energiutvinning, även om man gör antaganden som beskriver ett mera verklighetstroget scenario. Detta gäller under förutsättningen att den uteblivna fjärrvärmens från energiutvinningen ersätts med fjärrvärme från biobränsle. En känslighetsanalys på ersättningsbränsle för fjärrvärme visar att om kol antas användas istället för biobränsle, är energiutvinning mera fördelaktigt än materialåtervinning med avseende på samtliga studerade miljöpåverkanskategorier förutom fotooxiderande VOC.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords Plaståtervinning, Materialåtervinning, ORWARE, Systemanalys, LCA.	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B 1418	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm fax: 08-598 563 90, e-mail: publicationservice@ivl.se , eller beställning via www.ivl.se	

Innehållsförteckning

1	Inledning.....	4
1.1	Plast.....	4
1.2	Förpackningsdirektivet	6
1.3	Tidigare studier	6
1.4	Projektets bakgrund	7
1.5	Syfte	8
2	Metod.....	9
2.1	Kartläggning av materialåtervinning av plast.....	9
2.2	Modellering och systemanalys av materialåtervinning.....	9
2.2.1	ORWARE modellen	9
2.2.2	Materialflödesanalys.....	10
2.2.3	Livscykelanalys.....	10
3	Resultat.....	15
3.1	Kartläggning av materialåtervinning	15
3.1.1	Förordningen om producentansvar för förpackningar	15
3.1.2	Materialåtervinning i Plastkretsens regi.....	15
3.1.3	Insamling och sortering.....	16
3.1.4	Materialåtervinningsprocessen	17
3.1.5	Bearbetningsmetoder	17
3.1.6	Materialåtervinningsanläggningar	18
3.1.7	Svensk EPS-återvinning.....	21
3.1.8	PET-flaskor.....	22
3.1.9	Plastkvalitet och framtidsreder	22
3.2	Modellering.....	25
3.2.1	Studerade scenarier	25
3.2.2	Utvärdering av den tidigare modellen för materialåtervinning.....	26
3.2.3	Den nya modellen för materialåtervinning	27
3.3	Systemanalys av plaståtervinning	30
3.3.1	Ersättningsbränsle	30
3.3.2	Elproduktion	31
3.3.3	Miljöpåverkan.....	31
3.3.4	Energianvändning	38
3.3.5	Känslighetsanalys	38
3.3.6	Sammanfattning.....	39
4	Diskussion	42

4.1	Normalisering	42
4.2	Hushållens transporter till återvinningsstationen	42
4.3	Fjärrvärmeproduktion	43
4.4	Elproduktion	43
4.5	Toxicitet	43
4.6	Plastplankans livslängd	44
4.7	Tryckimpregnerat trä som ersatt material	44
4.8	Opinion	45
4.9	Framtidstrender	46
5	Slutsatser	48
6	Referenser	49
Bilaga 1.	Tidigare studier	52
1.1	Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi.	52
1.2	Återvinna, förbränna eller deponera? Miljöanalys av producentansvaret för plastförpackningar	52
1.3	Best Practices for the Mechanical Recycling of Post-consumer Plastics	53
1.4	DKR och DSD	53
1.5	Cost-Benefit Analysis of Plastic Recycling	53
1.6	Life-Cycle Assessments of Energy from Solid Waste	54
Bilaga 2.	Vektorn	55
Bilaga 3.	Dataval	56
3.1	Energianvändning vid materialåtervinning	56
3.2	Energiproduktion	56
3.3	Insamling och transporter med lastbil	56
3.4	Plast till materialåtervinning	56
3.5	Vattenutsläpp	57
3.6	Jungfrulig plastproduktion	57
3.7	Substitutionsfaktorn för LDPE	58
3.8	Produktion av tryckimpregnerat trä	59
3.9	Båttransport	60
Bilaga 4.	Känslighetsanalys	61

Summary

The aim of this study has been, firstly, to map the mechanical recycling of post-consumer plastic packaging in Sweden today, secondly, to evaluate an existing model (ORWARE) for environmental systems analysis of municipal solid waste and, thirdly, to pursue a systems analysis on plastic recycling with the model as a tool. Three scenarios have been evaluated in the analysis – incineration with energy recovery, mechanical recycling with the assumption that recycled plastic fully replaces virgin plastic at a ratio of 1:1, and finally mechanical recycling with a more realistic assumption of what the recycled material replaces and how.

According to the mapping, about 20 % of the mechanically recycled hard plastic fraction (HDPE, PP) substitute other materials than plastic, mainly impregnated wood. The mapping also showed that recycled soft plastic (LDPE) sometimes was of lower quality than virgin material. It was therefore assumed that recycled soft plastic substitutes virgin plastic at a ratio of 1:0.7. These assumptions form the basis of the more realistic scenario.

The results of the systems analysis have been evaluated with LCA-methodology, where the following parameters were studied; total energy use, global warming potential, acidification, eutrophication and POCP (photooxidant creation potential) – NO_x and VOC (separately). The results show that mechanical recycling of plastic packaging renders an environmental benefit for all of the studied impact categories compared to incineration with energy recovery. This is true even with the assumptions of the more realistic scenario and under the presumption that the heat that would have been produced through incinerating plastic packaging is replaced by heat produced from biofuel. A sensitivity analysis on the replacing energy source shows that if heat were to be produced from coal rather than biofuel, incineration with energy recovery proves to be more beneficial than mechanical recycling. This is true for all studied environmental impact categories except for POCP – VOC.

1 Inledning

1.1 Plast

Världsproduktionen av plast har ökat dramatiskt efter andra världskriget och är idag volymmässigt större än metallproduktionen (Krugloff, 1995). Plast utgör sålunda en stor del av det material som används. Plastens andel av den totala olje- och naturgasförbrukningen utgör 4 %. De största förbrukningskällorna är uppvärmning (35 %), transporter (29 %) och energialstring (22 %). Plastförpackningar utgör ungefär en tredjedel av plastkonsumtionen, d.v.s. 1,3 % av jordens olje- och naturgasförbrukning. Detta motsvarar ca 90 000 000 ton plast (Krugloff, 1995). I Sverige är förbrukningen av plastförpackningar på årsbasis ca 175 000 ton (Jacobsson, pers. kom.). Större delen utfaller snabbt som avfall. År 1999 insamlades och omhändertogs ca 48 000 ton plast i Plastkretsens regi, 24 000 ton materialåtervanns och 23 600 ton energiutvanns. Därtill återanvändes 27 000 ton plastförpackningar. Av PET-flaskor återanvändes 18 212 ton och 5 600 ton materialåtervanns (Jacobsson, pers. kom.).

Plasten kan ofta användas för att åstadkomma miljöförbättringar (APME, 2000). Den ökade användningen av plast inom bilindustrin leder till en stor reduktion av koldioxidutsläpp varje år genom insparat bränsle, till följd av de lättare bilarna. Energi sparas genom bättre byggnadsisolering i form av EPS (expanderad polystyren eller frigolit) eller PU-skum (polyuretan). Plastförpackningar skyddar livsmedel från att gå till spillo. Plaster används inom livsmedelsproduktion i t.ex. bevattningssystem för att hushålla med de på många håll knappa vattenresurserna. De används också i utformningen av nya miljövänliga teknologier, såsom vindturbiner och solpaneler.

Enligt en rapport från Naturvårdsverket (1996) är några av plasternas framstående fördelar följande:

- Enkla att forma och masstillverka till komplicerade detaljer
- Låg densitet
- God korrosionsbeständighet
- Bra elektriska isolationsegenskaper
- Hög värmeisolerande effekt
- Goda ljud- och svängningsdämpande egenskaper
- Lätta att kombinera till material med skräddarsydda egenskaper

Plast- och kemibranschernas prognoser siar om en ökad konsumtion av plast i framtiden. Mellan 1997 och 1998 ökade konsumtionen med 4,8 % i Europa (APME, 1998). Detta innebär också ökade avfallsmängder som kräver ett väl fungerande avfallshanteringsystem. Frågan är hur detta skall utformas.

Begreppet plast spänner över ett stort antal kemiska föreningar. De består av en eller flera polymerer och ett antal additiv, som tillsätts för att påverka deras egenskaper i positiv riktning. Enligt Krugloff (1995) är det svårt att skarpt avgränsa plasterna både inbördes och mot omvärlden. Plasterna kan delas in i en större materialsläkt som kallas "polymerbaserade material för tekniska tillämpningar". I denna ingår såväl styva som elastiska material. Till de styva hör hårdplaster (icke smältbara) och termoplaster (smältbara). Till de elastiska materialen hör termoelaster (smältbara) och elaster (icke smältbara). I den sistnämnda gruppen ingår både naturgummi och syntetiskt gummi. Av både termoplaster och termoelaster kan man göra polymera legeringar, vilka är relativt unga material. Inom var och en av dessa huvudgrupper finns det sedan flera undergrupper, med vissa likartade egenskaper, som i sin tur består av flera plastsorter. En plastsort kan i sin tur ges olika kemisk uppbyggnad och egenskaper, beroende på vilka tillsatser som görs.

Huvudgruppen termoplaster utgör den övervägande delen (95 %) av den svenska plastkonsumtionen och det är denna grupp som omfattas av föreliggande studie. Termoplaster delas vanligtvis in i olefinplaster, vinylplaster, styrenplaster, akrylplaster, acetalplaster, amidplaster, termoplastiska esterplaster, fluoretenplaster, cellulosaplaster och övriga, bl.a. karbonatplaster. I förpackningar är det framförallt olefinplaster som används. Olefiner är en gammal synonym till alkener, som kännetecknas av att molekylerna har en eller flera dubbelbindningar, vilket gör dem relativt reaktionsbenägna. Eten- och propenplaster (PE, PP), liksom sampolymerer av dessa är olefinplaster. En termoplastisk esterplast som blir alltmer intressant inom förpackningsområdet är polyetentereftalat (PET). (Krugloff, 1995)

För att förbättra plastens egenskaper tillsätts olika additiv. Fyllnadsmedel tillsätts t.ex. för att dryga ut plastmaterialet, samt att förbättra dess övergripande egenskaper. Mjukgörare används för att öka flexibilitet och mjukhet. Pigment tillsätts för att skapa färgglada produkter, men fungerar även som fyllnadsmedel och smörjmedel. Flamskyddsmedel används för att minska antändligheten i höljen och kablar som är i kontakt med elektronisk utrustning. Stabilisatorer ökar den allmänna användbarheten och beständigheten hos plaster. Det finns många olika slags stabilisatorer, t.ex. värme- och costabilisatorer, antioxidanter, ljusstabilisatorer, metalldeaktivatorer, biostabilisatorer, smörjmedel och antistatmedel m.fl. (Naturvårdsverket, 1996)

Listan på plastsorter och möjliga additiv visar på mångfalden i plasternas värld, samtidigt som den belyser komplexiteten i en återvinnare. Att materialåtervinna olika plastsorter tillsammans i en process och få fram ett regranulat som är jämförbart med nyråvara är svårt. Det stora plastutbud som finns på marknaden idag tyder också på att kraven som ställs på utgångsmaterial inom plastbearbetningsindustrin är höga. Dessa krav kan vara svåra att uppfylla om det insamlade materialet t.ex. är av olika sorter och

varierande kvalitet. Möjligheten att uppnå en effektiv materialåtervinning och producera ett efterfrågat, högkvalitativt material har hittills visat sig vara liten.

1.2 Förpackningsdirektivet

På FN-konferensen i Rio de Janeiro, 1992, bekantade sig världens länder för första gången med uttrycket hållbar utveckling. Tillsammans tog de fram ett aktionsprogram som skulle hjälpa dem att orientera sig i den ”rätta riktningen”. Bland annat beslutades att fast avfall måste hanteras på ett miljöanpassat sätt. Med växande sopberg och sjunkande deponikapaciteter reagerade EU med ett förpackningsdirektiv (direktiv 94/62/EG). Detta ålade alla medlemsländer att upprätta insamlingssystem för utsorterade förpackningsmaterial och hantera dem på ett miljömässigt riktigt sätt (man syftade i första hand på materialåtervinning). Återvinningskvoter fastslogs för de olika materialen, bl.a. för plastförpackningar.

Hanteringssystem har sedermera byggts upp och återvinningskvoterna eftersträvas. Återvinning av plast innefattar numera tre huvudsakliga sluthanteringsalternativ - förbränning med energiutvinning (hädanefter kallat energiutvinning), materialåtervinning och kemisk återvinning. Vid energiutvinning tas värmeenergin i rökgaserna från förbränningen tillvara för att producera fjärrvärme och i vissa fall elektricitet. Materialåtervinning innebär att plasten smälts ned och formas om till en ny produkt. Kemisk återvinning är ett begrepp som omfattar flera olika processer. Generellt kan sägas att de antingen syftar till att bryta ned polymeren till sina ursprungliga beståndsdelar för att framställa högvärdiga raffinaderiprodukter eller att plasten ersätter fossil råvara i en annan applikation än som energiresurs. Denna form av återvinning är dock inte så vanlig eftersom anläggningarna kräver stora investeringar och energibehovet är stort (Naturvårdsverket, 1996).

1.3 Tidigare studier

Det har tidigare gjorts systemanalytiska studier för att utvärdera olika hanteringsalternativ för plastförpackningar, framförallt har man jämfört materialåtervinning och energiutvinning. Studierna visar att den största miljöbelastningen uppstår i produktionsfasen, d.v.s. vid utvinning och förädling av råolja och naturgas, samt vid tillverkning av plasten (Finnveden m.fl., 2000; Sundqvist m.fl., 1999; Öhlund & Eriksson, 1998). Materialåtervinning är därför, ur miljösynpunkt, fördelaktigt jämfört med energiutvinning. Det har då antagits att 1 kg av den återvunna plasten ersätter 1 kg jungfrulig plast (d.v.s. substitutionsfaktorn, mängden nytt material delat med mängden återvunnet material för en likvärdig produkt, är 1) samt att all återvunnen plast ersätter jungfrulig plast (och inget annat material). I två av studierna gäller förutsättningarna att den el som förbrukas i avfallshanteringssystemet produceras på marginalen genom kolkondens och att

ersättningsbränslet för fjärrvärmeproduktion är biobränsle (Sundqvist m.fl., 1999; Finnveden m.fl., 2000). Slutsatserna blir desamma om man använder sig av genomsnittlig produktion av svensk el och fjärrvärme (Öhlund & Eriksson, 1998). Om ersättningsbränslet däremot är fossilt (kol) visar det sig vara mera fördelaktigt att förbränna plasten och ta tillvara energin (DKR, 2000; Finnveden m.fl., 2000; Sundqvist m.fl., 1999; Öhlund & Eriksson, 1998).

Studerade miljöpåverkanskategorier varierar mellan de olika studierna. Gemensamma kategorier är framförallt primära energibärare och växthuseffekt (DKR, 1999; Finnveden m.fl., 2000; Sundqvist m.fl., 1999; Öhlund & Eriksson, 1998). För en mer detaljerad genomgång av resultatet från respektive studie, se vidare *bilaga 1*.

Om man antar att återvunnen plast ersätter andra material än jungfrulig plast blir materialåtervinning inte lika fördelaktig jämfört med energiutvinning som i tidigare fall (Finnveden m.fl., 1999). Studier har gjorts på tryckimpregnerat trä som ersatt material (DKR, 2000; Finnveden m.fl., 2000). Nyproduktion av tryckimpregnerat trä är inte en lika energiintensiv process som nyproduktion av plast, vilket ger utslag i resultaten. De studerade miljöpåverkanskategorierna var primära energibärare och växthuseffekt. Finnveden m.fl. (2000) kommenterar även toxicitet, men kategorin utvärderas inte.

När substitutionsfaktorn sjunker under 1 (d.v.s. att det behövs större mängd återvunnet material än jungfruligt för att tillverka en likadan produkt) minskar miljövinsten från materialåtervinning jämfört med energiutvinning. Enligt DKR (2000) är substitutionsfaktorn i 10 % av fallen avsevärt mycket lägre än 1. Den studerade materialfraktionen utgjordes av en relativt ren fraktion avfallsplast från hushållen.

Systemanalyser som tar hänsyn till icke-tekniska aspekter, såsom ekonomi och samhällsekonomi, visar överlag att fokus för materialåtervinning av plast bör ligga på industrispill, verksamhetsavfall och icke-förpackningsplast, snarare än förpackningsplasten från hushållen (Ansems, 2000; Hutterer & Pilz, 1998). Dessa avfallsströmmar innehåller större plaststycken och är mer homogena med avseende på plastsort. Studien har haft till syfte att utvärdera och jämföra olika materialåtervinningsalternativ och de beaktar inte energiutvinning. Sundqvist m.fl. (1999) tar även hänsyn till ekonomiska och samhällsekonomiska aspekter i jämförelsen mellan materialåtervinning och energiutvinning. Alternativen visar sig vara relativt lika ur såväl ekonomisk som samhällsekonomisk synvinkel, men hänsyn har då inte tagits till hushållens arbete med källsortering.

1.4 Projektets bakgrund

På uppdrag av Statens Energimyndighet (STEM) drevs projektet ”Systemanalys av energiutnyttjande ur avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi” under tidsperio-

den 1998-99. Projektet var ett samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet AB, KTH (Kungliga Tekniska Högskolan), SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet) och JTI (Institutet för jordbruks- och miljöteknik). Det syftade till att i en systemanalys studera energi- och miljömässiga, samt ekonomiska konsekvenser av olika kombinationer av system för hantering av kommunalt avfall. I studien vidareutvecklades och användes den på livscykelanalysmetodik baserade datormodellen ORWARE. Ytterligare finansiering har möjliggjort etapp 2 av ovanstående projekt. Denna del syftar till att ta fram förbättrade beslutsunderlag för utformningen av avfallshantering i svenska kommuner. Föreliggande studie ingår som ett delprojekt i etapp 2.

I etapp 1 utvidgades ORWARE bl.a. till att innefatta modeller för materialåtervinning, där ett av materialen var plast. Man grundade delmodellen för materialåtervinning av plast på antagandet att 1 kg återvunnen plast ersätter 1 kg jungfrulig plast till 100 %. Tre hanteringsalternativ för plastavfallet studerades i en systemanalys – energiutvinning, materialåtervinning och deponering. Analysen visade att materialåtervinning är det mest fördelaktiga alternativet ur miljösynpunkt. De antaganden som gjordes speglar dock inte verkligheten till fullo. Därför finns det ett behov av att göra ytterligare en analys på plaståtervinning, med ett scenario som inbegriper verklighetstroga antaganden om vad den materialåtervunna plasten används till, vilket görs i föreliggande studie.

1.5 Syfte

Syftet med studien är att utvärdera den befintliga modellen för plaståtervinning i ORWARE och förbättra den vid behov. Detta görs för att modellen skall kunna leverera mera välunderbyggda och heltäckande resultat för hantering av plastförpackningsavfall. Deluppgifter i arbetet är följande:

- Kartläggning av materialåtervinning av plast i Sverige idag.
- Utvärdering och vid behov förbättring av den befintliga modellen för materialåtervinning av plast i ORWARE.
- Utvärdering av miljöpåverkan från plaståtervinning (energiutvinning och materialåtervinning) i ett systemperspektiv med hjälp av ORWARE och med verklighetsbaserade antaganden om vad den materialåtervunna plasten används till.

Studien skall i första hand behandla den förpackningsplast som omfattas av förordningen om producentansvar i Sverige. I den mån råvara eller produkter av materialåtervunnen plast exporteras, samt vad gäller framtida trender kan även andra länder, främst i Europa, komma att bli intressanta. Studien omfattar endast miljö- och energiaspekterna av återvinningen. Ekonomiska och samhällsekonomiska aspekter är utelämnade.

2 Metod

2.1 Kartläggning av materialåtervinning av plast

Kartläggningen av materialåtervinning av plast i Sverige idag är gjord dels i form av en litteraturstudie och dels i form av telefonintervjuer med plastbearbetare och återvinnare. Ett studiebesök har genomförts på återvinningsanläggningen Miljösäck AB i Norrköping. I december 2000 besöktes även ett diskussionsseminarium med temat ”Återvunnen plast – möjligheter och drivkrafter för användning i nya produkter” för berörda parter inom såväl plastbearbetningsindustrin som resten av näringslivet.

2.2 Modellering och systemanalys av materialåtervinning

Utifrån kartläggningen formulerades scenarier som var intressanta att studera. Modellen för plaståtervinning plockades ut ur ORWARE-modellen och gjordes självständig för att underlätta ommodellering och vidare simuleringar. Modellen modifierades på vissa punkter för att kunna simulera de valda scenarierna. Simuleringarna genomfördes och resultaten utvärderades med LCA-metodik.

2.2.1 ORWARE modellen

ORWARE – ORganic Waste REsearch – är en datorbaserad modell för att beräkna och utvärdera miljöpåverkan av kommunala avfallshanteringssystem. Den togs från början fram med syfte att utvärdera hanteringen av fast och flytande biologiskt lättnedbrytbart avfall, men har sedermera utvecklats till att omfatta även icke-biologiskt nedbrytbara fraktioner. Modellen inkluderar numera flera avfallsbehandlingsmetoder som rötning, kompostering, deponering, förbränning, materialåtervinning, avloppsvattenrening samt transporter. Den kan beskrivas som en detaljerad och komplex materialflödes- och livscykelanalysbaserad simuleringsmodell över avfallshantering. Såväl miljöpåverkan och användning av naturresurser, som ekonomiska och samhällsekonomiska aspekter kan studeras. Förutom själva avfallshanteringssystemet ingår också ett externt kring-system som producerar samma funktioner som avfallssystemet, men från jungfruliga råvaror. (Björklund, 2000)

ORWARE-modellen är modellerad i programvaran Matlab/SIMULINK. Programmet erbjuder användaren en möjlighet att gestalta systemet grafiskt, något som kan vara önskvärt när stora system hanteras. Modellen består av delmodeller i en hierarkisk struktur, vilket underlättar både helhetssynen över systemet och en detaljerad modellering av den enskilda processen.

2.2.2 Materialflödesanalys

Huvudsyftet med en materialflödesanalys (MFA) är att beskriva utbytet av ämnen mellan litosfären, biosfären och teknosfären (Björklund, 2000). Den beskriver ett statiskt flöde av ämnen mellan de olika delsystemen i ett definierat system. Systemgränserna kan vara antingen geografiska, politiska, ekologiska eller funktionella. MFA kan användas som verktyg för att uppnå en rad olika mål, t.ex. felsökning i inventeringsdata, identifiering av missade flöden eller läckor från processer i samhället, identifiering av flöden som orsakar miljöproblem eller utvärdering av framtida åtgärder för att bekämpa miljöproblem. Ramverket för en MFA ser ut på följande sätt:

- Mål och systemdefinition
- Inventering och modellering
- Tolkning

ORWARE är i grunden en materialflödesanalys i den meningen att det är flöden av olika grundämnen, föreningar, material och energi förknippade med olika processer som primärt beräknas i modellen. Varje delflöde av t.ex. avfall, emissioner och råvaror uttrycks i kg/år och beskrivs i modellen med en 74-elements vektor. Vektorns ingående parametrar är av såväl miljö- och processrelaterad som materialteknisk och ekonomisk karaktär. De parametrar som är relevanta för denna studie presenteras i *bilaga 2*.

2.2.3 Livscykelanalys

Grundtanken med en livscykelanalys (LCA) är att i en iterativ process utvärdera miljöpåverkan från en viss produkt eller aktivitet (ISO, 1997). Ramverket för en LCA liknar det för en MFA, men består av fyra olika faser:

- Definition av mål och omfattning
- Inventeringsanalys
- Miljöpåverkansbedömning
- Tolkning

I processen identifieras och beskrivs energi- och materialanvändning, samt utsläpp till omgivningen, kvantitativt eller kvalitativt. Analysen utgår från ett vaggan-till-graven perspektiv. Produkten eller aktiviteten följs sålunda genom hela dess livscykel från utvinning av råmaterial genom produktion och användning till återvinning och slutlig kvittblivning. Transporterna mellan aktiviteterna inkluderas. Tillämpningar av en LCA kan t.ex. vara produktutveckling, strategisk planering, skapande av allmän miljöpolicy och marknadsföring.

En fullständig LCA behandlar miljöpåverkan inom de kategorier som presenteras i *tabell 2.1*. Dessa kan vidare delas in i mera specifika påverkanskategorier. Hänsyn tas endast till miljömässiga aspekter, ekonomiska och samhällseliga aspekter är utelämnade.

Tabell 2.1 Standardlista av miljöpåverkanskategorier (Lindfors m fl., 1995)

Miljöpåverkanskategori

Resurser – energi och material

Resurser – vatten

Resurser – mark

Mänsklig hälsa – toxikologiska effekter

Mänsklig hälsa – icke toxikologiska effekter

Mänsklig hälsa inkluderat arbetsmiljö

Växthuseffekt

Nedbrytning av stratosfäriskt ozon

Försurning

Övergödning

Bildning av fotooxidanter

Ekotoxikologiska effekter

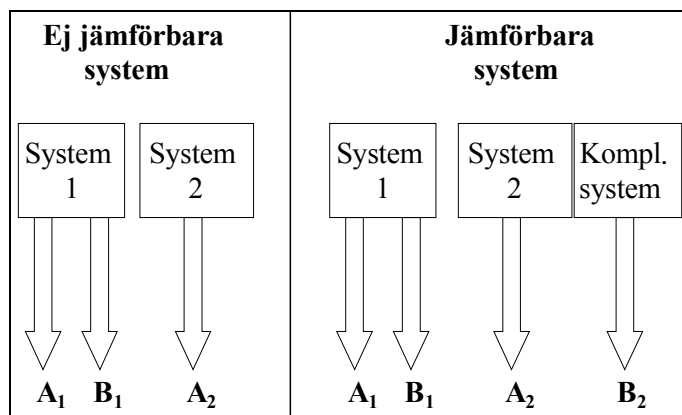
Förändringar av biotop och påverkan på den biologiska mångfalden

För att utvärdera resultaten från ORWARE används LCA-metodik. Utifrån materialflöden klassificeras och viktas relevanta ämnen till olika miljöpåverkanskategorier.

2.2.3.1 Funktionell enhet

En funktionell enhet är ett sätt att mäta ett systems funktionella nytta (produkt eller service) (ISO, 1997). Det huvudsakliga syftet med en funktionell enhet är att skapa en referens till vilken in- och utflödena i systemet kan relateras. Miljöpåverkan från två olika system är endast jämförbara om systemen levererar samma nytta.

Den funktionella enheten ligger till grund för en jämförbar utvärdering av olika scenarier i ORWARE. Ett avfallshanteringssystem huvudsakliga nytta ligger i att bli kvitt en viss mängd avfall från ett definierat område under en definierad tid. Samtidigt kan dock fler funktioner, t.ex. värme och materialåtervunnen plast, tillhandahållas av systemet som biprodukter. För att göra scenarierna jämförbara måste samtliga studerade system tillhandahålla lika mycket av de studerade funktionerna. Om en funktion inte produceras fullt ut av avfallshanteringssystemet vidgas systemgränsen till att även innefatta ett kompletterande, externt system, se *figur 2.1*. Detta system innehåller de processer som står för den kompenserande tillverkningen av funktionen. Denna tillverkning sker av jungfruliga råvaror.



Figur 2.1 För att få systemen jämförbara har system 2 utökats med ett kompletterande system (Finnveden, 1998)

2.2.3.2 Systemgränser

Systemgränsen definieras som gränssnittet mellan ett produktsystem och omgivningen eller andra produktsystem (ISO, 1997).

Systemgränserna i ORWARE är valda utifrån ett LCA-perspektiv. Kärnsystemet består av avfallshanteringssystemet som inkluderar insamling, hantering och slutlig deponering av avfall inom ett visst område och under en viss tid. Produktion av elektricitet och bränsle, som används i systemet är inkluderade som uppströmsprocesser. De uppströmsprocesser som är relaterade till avfallsgenerering antas vara desamma för samtliga hanteringsalternativ och inkluderas därför inte i systemet. Systemet börjar alltså vid hämtning av avfall. Nedströmsprocesser i form av t.ex. användning av den återvunna produkten räknas inte heller med eftersom den inte anses ha någon påverkan som skiljer sig från användningen av samma produkt tillverkad av jungfrulig råvara.

2.2.3.3 Miljöpåverkanskategorier

Miljöpåverkansbedömningen i en LCA syftar till att klassificera och kategorisera systemets miljöpåverkan. Data som framkommit i inventeringsanalysen delas in och viktas i de kategorier som presenterades i *tabell 2.1*.

De kategorier som studeras i denna analys är resurser i form av total energianvändning och miljöeffekter i form av växthuseffekt, försurning, övergödning och fotooxidantbildning. Karaktäriseringsfaktorer rekommenderade som bästa val i en sammanställning av produktspecifika regler för certifierade miljövarudeklarationer för bränslen (Uppenberg & Lindfors, 1999) används i studien.

Energianvändning

Energianvändningen i systemen studeras som total energianvändning. Det görs ingen uppdelning i förnyelsebara och icke-förnyelsebara primära energibärare.

Växthuseffekt

Bidragande till växthuseffekten är bl.a. fossilt CO₂, CH₄ och N₂O. Dessa utsläpp beräknas i studien. Hänsyn tas till att gaserna har olika atmosfärisk livslängd och absorptions-egenskaper, och därmed olika stor påverkan på denna påverkanskategori.

Försurning

Försurning kan definieras som mängden protoner som släpps ut i marksystemet (Lindfors m.fl., 1995). De ämnen som bidrar till försurning och som beräknas i denna studie är SO₂, HCl, NO_x och NH₃. De två sistnämnda ämnenas viktade bidrag är beroende av reaktioner i marksystemet. I denna studie studeras maxscenariet, där kvävet antas vara maximalt försurande, eftersom de lokala förhållandena inte är kända.

Övergödning

Övergödning beskrivs som ett ökat tillskott av näringsämnen till ett system (Lindfors m.fl., 1995). Potentiellt bidragande till övergödning är NO_x och NH₃ till luft och N, P samt COD till vatten. Dessa utsläpp kvantifieras i studien. I denna kategori skiljer man på mark- och vattensystem. I vattensystem leder en ökad tillgång på näringsämnen till en ökad produktion av biomassa. Nedbrytningen av denna kräver syre. Olika näringsämnen kan vara begränsande i olika system och kväve som släpps ut till luft kan bidra till övergödning av vatten antingen genom direkt deposition eller genom läckage från marksystemet. Eftersom de lokala förhållandena inte är kända studeras maxscenariet, där alla ovan nämnda ämnen antas bidra, även för denna kategori. På så vis har den maximala övergödande potentialen beräknats.

Fotooxidantbildning

Med fotooxidanter avses i detta hänseende normalt ozon, även om det finns andra oxidanter som kan vara av intresse (Lindfors m.fl., 1995). De huvudsakliga bidragen till bildningen av marknära ozon kommer från NO_x och VOC. Intensiteten i ozonbildningen varierar med region och tid beroende på bakgrundskoncentrationer och solintensitet. I denna studie studeras NO_x och VOC var för.

Exkluderade påverkanskategorier

Resursanvändning i form av mark- och vattenanvändning har exkluderats ur studien. Vattenanvändningen för processerna, däribland materialåtervinningen, beräknas i modellen och går att ta fram ur inventeringsdata. Anledningen till att den inte har tagits med bland resultatparametrarna är att den har ansetts vara av mindre intresse för de stu-

derade processerna. Markanvändningen har också exkluderats ur studien. Den har hitintills, överlag, tilldelats liten uppmärksamhet inom LCA och har möjligen tagits med i klassificeringen, men inte i karakteriseringen (Lindfors m.fl., 1995).

Hälso- och miljöeffekter i form av nedbrytning av stratosfäriskt ozon, effekter på den biologiska mångfalden, samt human- och ekotoxiska effekter har exkluderats ur studien. Systemets avfallskategorier har bedömts ge små bidrag till ozonnedbrytningen. De ekotoxiska emissioner som sker från avfallssystemet består bl.a. av olika organiska miljögifter (PCB, dioxin, PAH) och tungmetaller. Humantoxiska effekter är ett brett begrepp som innefattar t.ex. arbetsmiljöaspekter, akuttoxiska effekter, cancerogenitet och olika långtidseffekter. Även här omges sammanvägningen till en miljöpåverkanskategori av svårigheter. De humantoxiska emissioner som sker från avfallshanteringssystemet består bl.a. av NO_x, SO_x, CO, HCl, organiska miljögifter och tungmetaller. Både human- och ekotoxiska substanser kan beräknas och kvantifieras i ORWARE, men det har inte gjorts i denna studie eftersom det finns stora dataluckor. Vidare anses det inte finnas tillförlitliga metoder att väga samman emissioner av de olika substanserna som innefattas i begreppet toxicitet. Toxiska effekter diskuteras dock kvalitativt.

3 Resultat

3.1 Kartläggning av materialåtervinning

3.1.1 Förordningen om producentansvar för förpackningar

Förordningen om producentansvar för förpackningar infördes 1994 och har sedermera införlivats i miljöbalken (SFS, 1997a). I denna förordning regleras producenters skyldighet att ta hand om avfall av förpackningar, så som de definieras i förordningen. Plastförpackningar, dock inte dryckesförpackningar av PET, tillhör de förpackningar som regleras. Med producenter avses de som yrkesmässigt tillverkar, importerar eller säljer en förpackning eller en vara som är innesluten i en förpackning. Förordningen ålägger också hushåll och andra förbrukare att sortera ut förpackningar från övrigt avfall och lämna dem för bortforsling i de insamlingssystem som producenterna tillhandahåller. Kravet för återvinning av plastförpackningar ligger sedan 1 juni 2001 på 70 % av det totalt uppkomna avfallet, 30 % skall materialutnyttjas (materialåtervinnas/ återanvändas) och resten energiutvinnas. (Förpackningsinsamlingen, 2000)

3.1.2 Materialåtervinning i Plastkretsens regi

År 1999 uppgick den totala mängden förbrukade plastförpackningar i Sverige uppskattningsvis till 150 000 ton, inklusive EPS-förpackningar, men exklusive dryckesförpackningar av PET (Naturvårdsverket, 2000). Plastkretsen ansvarar för 123 000 ton av dessa. Resterande mängd på 27 000 ton (18 %) utgörs av återanvända plastförpackningar, som ingår i branschspecifika system, t.ex. bryggeribackar, bageri- och postlådor, och därför inte faller under Plastkretsens ansvar. Plastkretsen samlade in 48 000 ton för återvinning. Av denna mängd kunde ungefär hälften, 24 400 ton (16 %) materialåtervinnas och resterande 23 600 ton (15 %) energiutvinnas. Uppskattningsvis energiutvanns dessutom 40 000 ton (27 %) mjuka plastförpackningar som osorterade ingick i hushållsavfall (Plastkretsen, 2000). Dessa siffror visar att lagen har uppfyllts med 34 % materialutnyttjande och 42 % energiutvinning. Materialåtervinningen utfördes till 76 % i Sverige, medan resterande 24 % skickades på export till Europa, varav 80 % (totalt 20 %) till Baltikum (Schyllander, pers. kom.).

Plasten som återvinns i Plastkretsens regi kommer från två huvudsakliga segment, dels från hushåll och dels från storförbrukare. Med storförbrukare avses industrier, verksamheter, handel och storhushåll. I statistiken sker det ännu ingen uppdelning av plastens härkomst. Denna uppdelning kommer att göras fr.o.m. årsskiftet 2000/ 2001 (Schyllander, pers. kom.). Returplasten kan delas upp i tre fraktioner – hårda förpackningar från hushåll och storförbrukare, samt mjuka förpackningar från storförbrukare. Med hårda förpackningar avses t.ex. flaskor, burkar, lådor, tråg och dunkar. Dessa består oftast av

HDPE eller PP. Med mjuka förpackningar avses här krymp- och sträckfilm eller s.k. transportfilm. Dessa består av LDPE. Den mjukplast från hushållen som ibland samlas in separat går till energiutvinning. Plastförpackningar som återanvänds är till exempel backar, flak, pallar, containrar, dunkar, fat och tankar. I *tabell 3.1* återfinns en sammanställning av samtliga plaster som återvanns i Sverige år 1999. Här har även PET-återvinningen inkluderats för att ge en helhetsbild, se vidare *avsnitt 3.1.8*. De fetstilade siffrorna motsvarar uppkommen avfallsmängd inom respektive kategori. (Schyllander, pers. kom.; Naturvårdsverket, 2000)

Tabell 3.1 Total mängd plastavfall, samt därav återvunna mängder i Sverige år 1999
(Schyllander, pers. kom.; Naturvårdsverket, 2000)

	Mängd (ton)
TOTAL MÄNGD PLASTAVFALL	176 568
PLASTKRETSEN	123 000
Materialåtervinning, <i>varav</i>	24 400
LDPE	14 700
HDPE	6 600
PP	2 510
PET	590
Svensk EPS-Återvinning (materialåtervinning)	380
Energiutvinning	23 600
PET-ÅTERVINNINGEN	26 188
Återfyllning	18 212
Materialåtervinning	5 650
ÖVRIGT	27 000
Återanvändning	27 000

3.1.3 Insamling och sortering

Hårdplasten från hushållen sorteras först ut av hushållen själva och fraktas till en återvinningsstation. Detta system kallas bringsystem. I vissa kommuner, eller delar av kommuner hämtas plastfraktionen vid huset för att sedan transporteras till en återvinningsstation. Från återvinningsstationen fraktas plastavfallet, oftast obalat till en av Sveriges fyra sorteringsanläggningar i Arvika, Bredaryd, Stockholm eller Strömsbruk. I sorteringen sorteras ungefär 40 % av det insamlade materialet ut som icke återvinningsbart. Denna fraktion består både av plastsorter som inte är lämpade för materialåtervinning och av icke-plastmaterial som metall, textilier, glas, papper m.m. Den återvinningsbara fraktionen återvinns antingen på plats eller balas och skickas vidare till en materialåtervinningsanläggning. (Olsson, pers. kom.)

Hård- och mjukplast från storförbrukare, verksamheter, handel och industri sorteras ut grovt där avfallet uppkommer och levereras sedan till en av Sveriges 20 mottagningsstationer för näringslivet. Här klassas avfallet efter kvalitet och det görs möjligtvis

ytterligare en liten grovsortering, varefter det balas och transporteras vidare till en materialåtervinningsanläggning. På återvinningsanläggningen görs sedan en finsortering. Sammanlagt sorteras ungefär 15 % av fraktionen ut som rejekt. Rejektet består här främst av andra plastsorter. (Olsson, pers. kom.)

3.1.4 Materialåtervinningsprocessen

Processen för materialåtervinning följer ett likartat händelseförlopp i samtliga återvinningsanläggningar som ingick i kartläggningen. Returplasten genomgår först en finsortering. Efter sortering rivs plasten till handstora flingor, dessa förtvättas och återstående skräp separeras genom flotation, där PE och PP flyter och resten sjunker. Flingorna mals i mindre bitar och tillförs huvudtvätt. Beroende på vilken storlek de inkommande plastbitarna har, samt på vilken sort det är, mals plasten en eller två gånger. Krymp- och sträckfilm (LDPE) mals t.ex. direkt till små flingor. Väldigt rena fraktioner genomgår bara en huvudtvätt. Tvättvattnet är oftast antingen kallt eller består av kylvatten med en temperatur på 30°C. Det tillförs inga extra tillsatser, som tvättmedel, till tvättningsprocessen. Flingorna torkas i anslutande centrifug eller varmluftstork.

Om plasten utgörs av blandplast kan den agglomereras efter tvätt och tork. Agglomerering har till syfte att öka bulkdensiteten och kornstorleken för att uppnå en jämn matning i påföljande processer. För blandade material använder man ofta termisk agglomerering. Plasten värms upp så att partiklarna binds samman på ytan. Materialet smälts inte ned helt utan utsätts bara för en kort termisk stress.

Slutligen smälts plasten ned helt och granuleras i en extruder. Granulatet bearbetas i sin tur till tunn plastfilm och plastpåsar i en filmblåsningsanläggning, formsprutas till t.ex. diskborstar, blomkrukor och kompostbehållare eller extruderas till t.ex. rör och plankor.

3.1.5 Bearbetningsmetoder

Tillverkning av produkter i termoplast sker genom ett flertal olika bearbetningsmetoder. De metoder som används mest frekvent i plaståtervinningsindustrin är formsprutning, extrudering samt film- och formblåsning. Gemensamt för alla metoder är att det krävs värme och någon typ av formning. Här följer en kort översikt (Naturvårdsverket, 1997) av de olika metoderna.

Formsprutning är den dominerande metoden för tillverkning av plastdetaljer av alla slag. Den plastiska massan gjuts då i en form. Såväl geometriskt enkla som mycket komplicerade detaljer kan formsprutas.

Extrudering, eller strängsprutning, används för att tillverka profiler av olika slag, som t.ex. rör, slangar, kabelisolering och skivor. Den plastiska massan formas kontinuerligt till en profil.

Filmbåsning påminner i stort om extrudering av plastslang, men vid denna anläggning finns det också en utrustning som blåser den varma och mjuka slangen till en bubbla direkt efter att den har lämnat extruderns munstycke.

Formblåsning går till så, som ordet antyder, att man sprutar in plastmassan i en form och därefter blåser in luft. Flaskor är exempel på formblåsta produkter.

3.1.6 Materialåtervinningsanläggningar

Den plast som Plastkretsen ansvarar för materialåtervinns idag huvudsakligen i nio anläggningar, se *tabell 3.2*. Uppgifterna i *tabell 3.2* är baserade på intervjuer med personer på anläggningarna. Mängderna är uppskattade värden och presenteras med viss reservation för att de kan ha avrundats uppåt av uppgiftslämnaren. De skall motsvara de mängder som har återvunnits till följd av förordningen om producentansvar på förpackningar. Det är dock möjligt att visst industrispill, som också återvinns i anläggningarna, är inräknat i siffrorna. Därför stämmer den totala mängden inte exakt överens med den som presenterades i *tabell 3.1*. *Tabell 3.2* ger ändå en indikation på hur den procentuella uppdelningen mellan anläggningarna ser ut.

Tabell 3.2 Materialåtervinningsanläggningar samt återvunna plastmängder år 1999

Återvinningsanläggning	HDPE (ton)	LDPE (ton)	PP (ton)	PET (ton)	Källa	Produkter
Sverige						
Meltic Hillertz AB, Bredaryd	2160	-	-	-	hushåll	spänner, rör
Miljöresurs, Östersund	800	200	400	-	handel och verksamheter	plastplankor
Miljösäck AB, Norrköping	-	7000	-	-	industri och handel	sopsäckar
Plastic Recycling RLS AB, Röstånga	-	4000	-	-	industri och handel	regranulat (till sopsäckar)
Plaståtervinning i Arvika	1000	7200	2000	-	industri och handel	Sopsäckar, diskborstar, blomkrukor
Plaståtervinning i Strömsbruk	1310		650	590	industri, handel och hushåll	
Polyplank AB, Kalmar	1050	-	350	-	hushåll	plastplankor
Utomlands						
Plasta, Lettland	-	3000	-	-	industri och handel	sopsäckar
Plasta, Litauen	2000	-	-	-	hushåll	rör
Delsummor	8320	21400	3400	590		
Totalsumma	33710					

Det bör observeras att marknaden för sorterat plastavfall och återvunnet plastgranulat är en dynamisk marknad – de kontrakt som gäller i år mellan insamlare och återvinnare kanske inte gäller nästa år.

3.1.6.1 Meltic Hillertz AB, Bredaryd

Meltic Hillertz AB återvann ca 8 000 ton plast 1999, huvudsakligen industrispill. Den fraktion som ligger under producentansvaret kom uteslutande från hushållen och bestod av HDPE. Denna fraktion omfattade 2 160 ton efter det att 40 % hade sorterats ut och skickats till energiutvinning. Ibland efterfrågas bara tvättade flingor som då tillhandahålls. Företaget producerar formsprutade föremål, såsom t.ex. spänner och rör. (Ottosson, pers. kom.)

3.1.6.2 Miljöresurs, Östersund

Miljöresurs ägs av Service Gruppen, en grossist som levererar till storhushåll, handel och verksamheter. Hälften av Miljöresurs råvara kommer från Service Gruppen, som på

så vis har tagit eget ansvar för att uppfylla producentansvaret, och hälften kommer från Plastkretsen. Sammanlagt återvanns ca 1 400 ton 1999. Företaget producerar 3 meter långa formsprutade plankor som går att hantera på samma vis som vanliga brädor. Inga extra tillsatser görs förutom färg. Produkten ersätter tryckimpregnerat trä, men även plywood och vanligt trä (t.ex. hästboxar) och stål (stolpar i rostbenägen miljö). Företaget kan dock inte uppge hur uppdelningen mellan de olika materialen som ersätts ser ut. (Vadman, pers. kom.).

3.1.6.3 Miljösäck AB, Norrköping

Miljösäck återvinner bara LDPE och LLDPE av filmkvalité, som till största delen kommer från industrin genom Plastkretsen. Mängden uppgick till 7 000 ton 1999. Ca 10 % av inkommande material sorterades ut och gick till energiutvinning. Hela anläggningen har en årlig energianvändning på 5 GWh. Den återvunna plasten är av hög kvalité, men jämfört med nyråvara kan den variera något. Inga extra tillsatser används förutom möjligen färg. Företaget arbetar med ständiga förbättringar, för närvarande med tvättprocessen. Inom kort skall även ett projekt som syftar till kvalitetsförbättringar inom säcktillverkningen startas. Företaget arbetar även med att höja kvalitén på inkommande returplast. (Karlsson, pers. kom.)

3.1.6.4 Plastic Recycling RLS AB, Röstånga

Plastic Recycling återvann 4 000 ton LLDPE och LDPE 1999. Detta kom genom Plastkretsen från industri och handel. Anläggningen har en årlig energianvändning på ca 1,14 GWh. Företaget producerar endast regranulat, som sedan säljs till tillverkningsindustrin som råmaterial för sopsäckar och bärkassar. Till sopsäckar kan oftast 100 % regranulat användas. Vid tillverkning av bärkassar blandas dock ofta en del jungfruligt material in. (Sigleif, pers. kom.)

3.1.6.5 Plaståtervinningen i Arvika

Plaståtervinningen i Arvika återvinner störst mängd plast av de åtta presenterade anläggningarna. Anläggningen återvann sammanlagt ca 10 000 ton returplast 1999, varav det mesta var LDPE, ca 8 000 ton, som kom från industrin genom Plastkretsen. Av LDPE tillverkas huvudsakligen sopsäckar och vissa bärkassar. De resterande 2000 ton som återvanns bestod av PP. Denna fraktion formsprutas till t.ex. diskborstar, hjul och blomkrukor. (Andersson, L., pers. kom.)

3.1.6.6 Plaståtervinningen i Strömsbruk

Plaståtervinningen i Strömsbruk tog emot ca 4 000 ton plast 1999, varav 2 000 ton kom från Plastkretsen och 2 000 från egen insamling, främst från industrin. Plasten sorteras i fyra fraktioner – PET, PP och färgad respektive transparent HDPE. En del återvinns till produkter direkt och en del skickas vidare till andra bearbetare. Av den återvunna plasten blir det blomkrukor och backar, bullerplank och lastpallar. (Andersson, E-L., pers. kom.)

3.1.6.7 Polyplank, Kalmar

Polyplank återvann 1999 ca 1 400 ton hårdplast med fördelningen 75 % HDPE och 25 % PP. Plasten tvättas inte innan återvinningen utan mals ned och blandas med trämjöl för att extruderas till ett granulat. Man erhåller ett kompositmaterial med träkänsla som framförallt extruderas till plankor. Men det formsprutas även en del bobinändar och pluggar till pappersindustrin. Företaget hade en energianvändning på 0,81 GWh 1999. (Nilsson, pers. kom.)

3.1.6.8 Plasta i Lettland och Litauen

Ungefär en femtedel, d.v.s. ca 5 000 ton av den mängd plast som Plastkretsen samlar in för materialåtervinning återvanns 1999 i Lettland och Litauen. I Lettland återvanns 3 000 ton LDPE som huvudsakligen bestod av förpackningsfilm från industri och handel. I Litauen återvanns 2 000 ton HDPE från hushåll. Tvättningen sker i kallt recirkulerande regnvatten. Slammet som uppstår vid tvättning används enligt speciellt avtal som gödselmedel. LDPE blåsextruderas till film för sopsäckar. Ibland blandas 10 % HDPE i LDPE för att förstärka soppåsarna. HDPE extruderas till plaströr som används till bl.a. bryggor, dränering, bevattning och växthus. I både Lettland och Litauen har man anammat tyska lagkrav när det gäller utsläpp och emissioner som påverkar miljön. (Frankl, pers. kom.)

3.1.7 Svensk EPS-återvinning

Förpackningar i expanderad polystyren (EPS), vanligtvis kallad frigolit, samlas in och återvinns separat av ett företag som heter Svensk EPS-återvinning. I viss mån sker en gemensam insamling med Plastkretsen på dess återvinningsstationer och centraler. Dessa förpackningar uppkommer i störst mängder inom näringsverksamhet. Materialet består till 98 % av luft och 380 ton materialåtervanns år 1999. (Naturvårdsverket, 2000)

3.1.8 PET-flaskor

Dryckesflaskor i PET regleras genom lagen om vissa dryckesförpackningar som infördes 1991 (SFS, 1991). Den reglerar numera både återfyllnings- (R-PET) och återvinningsflaskor (Å-PET) i PET. Lagen avser alla som producerar och importerar konsumtionsfärdiga drycker i PET-flaskor. Flaskor som inte ingår i ett återvinningssystem är förbjudna. Svenska Bryggareföreningen administrerar retursystemet för R-PET och rapporterade att totalt 18 551 ton såldes 1999, av dessa återanvändes 18 212 ton vilket innebär en återanvändningsnivå på 98,2 %. AB Svenska Returpack PET administrerar retursystemet för Å-PET och rapporterade att 7 637 ton såldes 1999, 5 650 ton av dessa samlades in och materialåtervanns vilket ger en återvinningsgrad på 73,6 %. Det sker ingen PET-återvinning i Sverige, utan allt det av Returpack-PET AB insamlade materialet skickas till Holland där det återvinns eller sorteras och säljs vidare. (Naturvårdsverket, 2000)

3.1.9 Plastkvalitet och framtidstrender

Återvinning av avfallsplast är ett relativt nytt fenomen. Tekniker för att på bästa sätt återvinna plasten utvecklas ständigt. Det handlar dels om utvecklingen av nya tekniska processer för återvinning, i första hand tekniker som faller under begreppet kemisk återvinning och dels om nya automatiserade sorteringssystem, som skapar förbättrade förutsättningar för högkvalitativ återvinning, både kemisk återvinning och materialåtervinning.

3.1.9.1 Nya återvinningstekniker

Kemisk återvinning av en blandad plastfraktion

Enligt en utvärdering av olika alternativ för kemisk återvinning (Tukker, m.fl., 1999) finns det ett flertal olika tekniker som befinner sig i olika utvecklingsstadier. De återvinningstekniker som är i bruk, och som därmed är mest intressanta för den plast som lyder under producentansvaret i Sverige, inom den närmaste framtiden, är användning av plastavfall som reduktionsmedel i masugn samt förgasning av plastavfall i enlighet med en metod som används vid Sekundärrohstoff Ververtungs Zentrum "Schwarze Pumpe" i Tyskland.

Användningen av en upparbetad plastfraktion som reduktionsmedel i masugn klassas som en form av kemisk återvinning eftersom plasten ersätter en fossil råvara (kol, koks, olja) i en annan applikation än som energiresurs. Materialet utnyttjas till 100 %. En separat insamlad plastfraktion upparbetas genom malning. Ett kriterium är att den inte får innehålla fibrer eller metall i stor utsträckning. Den upparbetade plastfraktionen injiceras till masugnen på samma sätt som kol och olja, den starkt reducerande miljön gör

att ugnen inte är i behov av betydande reningsanordningar. Plastavfall används för närvarande endast i tyska stålverk, men andra europeiska stålverk använder till viss del andra slags avfall, såsom olja. Under året 1998 återvanns runt 160 000 ton plast i tyska stålverk. Denna mängd utgjorde ungefär 25 % av det totalt återvunna plastavfallet i Tyskland det året. Återvinningen är ekonomiskt genomförbar genom att DSD (Duales System Deutschland) har möjlighet att säkerställa kontrakt på stora volymer avfall till det pris som är nödvändigt för att återvinningen skall gå ihop i ett initialt skede. Detta är en följd av de höga återvinningsnivåer som har sats i Tyskland. I övriga Europa är deponi och energiutvinning fortfarande att föredra ur ekonomisk synvinkel framför separat insamling och upparbetning för masugn. (Tukker m.fl., 1999)

I förgasningsprocessen som "Schwarze Pumpe" använder utnyttjas avfallsmaterial (förorenade träprodukter, slam, papper och plast m.m.) för att tillsammans med lignit och olja, genom förgasning på en fast bädd, producera syntesgas (väte och kolmonoxid). Av syntesgasen produceras sedan framförallt metanol och elektricitet. Anläggningen är en ombyggd kolförgasningsanläggning. Under 1998 återvanns uppskattningsvis 100 000 ton plast med denna teknik. Anläggningen har en ekonomisk situation som liknar den för stålverken ovan, vilket även i detta fall innebär att deponi och energiutvinning fortfarande är att föredra ur ekonomisk synvinkel. (Tukker m.fl., 1999)

Gemensamt för de två kemiska återvinningsalternativen är att de kan hantera plastavfall i en blandad fraktion. De skulle i framtiden alltså även kunna hantera större mängder icke-förpackningsplaster. Båda processerna tolererar en viss mängd klor, förgasningen något mer, men samtidigt innebär klorinnehållet att risken för korrosion ökar. Detta är ett problem när plastfraktionen innehåller större mängder PVC (polyvinylklorid). (Tukker m.fl., 1999)

Kemisk återvinning av PET

PET är ett material som lämpar sig bra för återvinning och där det går att få fram ett relativt rent insatsmaterial, vilket är en förutsättning för att kunna återvinna till ett högkvalitativt material, som kan användas i samma eller liknande applikation. Det pågår för närvarande utveckling av, samt används för kommersiellt bruk, olika kemiska återvinningstekniker som är lämpade för PET, t.ex. hydrolys, glykolys och metanolys. Genom tillsats av exempelvis vatten, glykol eller metan åstadkommer man en nedbrytning av polymerkedjorna i mindre beståndsdelar. Dessa kan sedan renas på föroreningar och åter användas för att producera nya produkter i PET. Det finns dock inga tillförlitliga utredningar eller komparativa studier som visar på miljömässiga för- och nackdelar med dessa processer, sinsemellan eller jämfört med andra återvinningsalternativ (Anzivino, 2001).

3.1.9.2 Nya sorteringstekniker

En viktig faktor för regranulatets kvalitet är hur förorenat utgångsmaterialet är, både av icke-plastmaterial och av andra plastsorter (känslighetsgraden beror på återvinningsprocess). I Sverige sker både grov- och finsortering huvudsakligen för hand. Det faktum att materialåtervinningen är beroende av handsortering utgör ett hinder för en ökad återvinning (Schyllander, pers. kom.). Problemet kan underlättas av ett märksystem för plaster, men det behövs framförallt kommersiella automatiska sorteringssystem för att göra återvinningen effektiv och för att kunna framställa återvunnet material med hög kvalitet. Sådana tekniker används för kommersiellt bruk idag, framförallt utomlands, samt är under ständig utveckling. Ett exempel på en sådan teknik är NIR (nära infraröd teknik), där olika plastsorters unika sätt att reflektera nära infrarött ljus utnyttjas vid sortering. Andra exempel är att utnyttja plastsorters unika densitet och separera dem genom flotation (s.k. ”sim-sjunk” förfarande) eller (efter blötmalning) genom centrifugering, eller att utnyttja plastsorters unika laddningsegenskaper och ladda mald blandplast elektriskt för separering i ett högspänningsfält (Schyllander, pers. kom.).

3.1.9.3 Simulering av materialåtervinning och föråldring av termoplaster

Jansson (2000) har undersökt och simulerat materialåtervinning och åldrande på de två mest frekvent använda polyolefinerna, PE och PP. Undersökningarna är gjorda på verkliga avfallsströmmar. Syftet med arbetet var att undersöka möjligheter och begränsningar med materialåtervinning för polymererna, samt att studera möjligheten att upgradera material genom att tillsätta antioxidanter som är specifikt designade för återvunna material. Undersökningarna är baserade på en metod för att simulera återvinning som tidigare har utvecklats hos SP. Metoden består av upprepade återvinningsprocesser i kombination med termooxidativ ugnsåldring. Den kan antas simulera ”closed loop recycling”, där materialet reprocessas till samma produkt, föråldras och reprocessas igen åtskilliga gånger. De fysikaliska och mekaniska egenskaperna hos plasten testas sedan med olika testmetoder.

Studien visade att de olika materialen är mer eller mindre lämpade för återvinning. Den undersökta HDPE:n visade sig vara väl stabiliserad och kunde återvinnas 10 gånger innan spår av degradering upptäcktes. PP, å andra sidan, visade sig vara ett relativt inhomogent material även om det vid simuleringarna var rent och väl sorterat. Materialet bör inte återvinnas fler än tre gånger. Det visade sig också att ytterligare stabilisering kan förlänga livstiden på ett material avsevärt, förutsatt att det inte är för smutsigt eller degraderat. Eftersom varje servicelivscykel i studien motsvarar ungefär 5 år skulle tre återvinningscykler ändå kunna förlänga materialets livstid med 15 år. Detta gör att återvinning av materialet kan anses intressant både ur teknik- och miljösynpunkt. (Jansson, 2000)

3.2 Modellering

3.2.1 Studerade scenarier

Utifrån kartläggningen har följande scenarier valts att studeras.

- A. Förbränning av allt plastavfall i avfallsförbränningsanläggning med värmeutvinning.
- B. Materialåtervinning av allt plastavfall med antagandet att den återvunna varan ersätter nyråvara till 100 % i förhållandet 1:1, d.v.s. substitutionsfaktorn $x=1$ (mängden jungfrulig plast delat med mängden återvunnen plast). Detta scenario kan benämnas idealscenariot.
- C. Materialåtervinning av allt plastavfall med antagandet att den återvunna HDPE:n ersätter jungfrulig plast till 80 % och tryckimpregnerat trä till 20 % (se *tabell 3.2* – andelen plastplankor av återvunnen hårdplast (PE och PP), dessutom gäller antagandet att den återvunna LDPE:n har substitutionsfaktorn $x=0,7$ (mängden jungfrulig plast delat med mängden återvunnen plast). Detta scenario kan benämnas verklig-hetsscenariot (se vidare *avsnitt 3.2.5*)

Scenario A och B har studerats tidigare i ORWARE (Sundqvist m.fl., 1999) men de behövs som referens till scenario C. Nytt dataunderlag har tillkommit i kartläggningen (se vidare *avsnitt 3.2.3*). Detta kommer att användas i ommodelleringen och därför kan resultaten skilja sig något från de som redovisades i etapp 1 (Sundqvist m.fl., 1999). Scenario C motsvarar det mera verklighetstroga scenariot, där hänsyn tas till andra ersatta material samt regranulatets kvalitet.

Modellen för materialåtervinning består av insamling, behandling och produktion av plast fram till återvunnen produkt (regranulat eller färdig produkt). Den innehåller dessutom produktion av elektricitet och bränsle som behövs för ovanstående aktiviteter liksom produktion av jungfrulig plast, från utvinning av olja fram till färdig produkt, och jungfrulig produktion av plankor i tryckimpregnerat trä.

Förutom ”omhändertagande av en viss mängd plastförpackningsavfall från ett definierat område under en definierad tid” levererar systemet även följande funktioner:

- Fjärrvärme (MJ)
- Plast (kg)
- Plankor (m^3)

För att få jämförbara system skall de funktionerna produceras i lika stor mängd i samtliga fall. Vid energiutvinningen i scenario A produceras fjärrvärme från avfallet som måste produceras från annat bränsle i de övriga två scenarierna. I scenario B

produceras en viss mängd produkter i återvunnen plast som måste produceras från nyråvara i scenario A och till viss del i scenario C. I scenario C ersätter en del av den återvunna hårdplasten tryckimpregnerat trä till viss del. Detta produceras i övriga scenarier (A och B) från jungfrulig träråvara. I scenario C antas också en lägre substitutionsfaktor för mjukplasten, den mängd återvunnen plast som på så vis inte tillhandahålls av avfallssystemet produceras från nyråvara.

Det är bara HDPE från hushåll, samt HDPE och LDPE från storförbrukare som studeras i denna studie. LDPE som samlas in i sorterad fraktion från hushållen beaktas inte. Om så vore fallet skulle den gå till energiutvinning i samtliga studerade scenarier.

Räknebasen för indata i simuleringarna utgörs av all plast som uppkommer i Uppsala kommun (Sundqvist m.fl., 1999). Data för insamling och transporter kommer också från denna studie (se vidare *bilaga 3*).

3.2.2 Utvärdering av den tidigare modellen för materialåtervinning

Den tidigare modellen för materialåtervinning i ORWARE är baserad på data för återvinning av PE, som är den mest frekvent använda förpackningsplasten. Samtliga indata och antaganden som används i modellen är baserade på uppgifter från Plaståtervinningen i Arvika. Eftersom återvinningen är likartad för både HDPE och LDPE antas modellen gälla för båda. Återvinningen modelleras fram till och med produktion av regranulat. Plasten genomgår en grov- och en finsortering innan återvinning. Det rejekt som sorteras ut i grovsorteringen antas vara försumbart. I finsorteringen, i anslutning till återvinningen antas 40 % av hårdplastfraktionen från hushåll, samt 15 % av hård- resp. mjukplastfraktionen från storförbrukare sorteras ut som icke återvinningsbart. Detta går till energiutvinning. (Sundqvist m.fl., 1999)

Luftemissioner vid återvinningsprocessen mäts inte vid anläggningen i Arvika. Dessa har inte heller beaktats i några andra, liknande studier. Av denna anledning har de antagits vara försumbara och inte inkluderats i modellen. (Sundqvist m.fl., 1999)

Analysdata för vattenanvändning och emissioner till vatten vid tvätt är uppmätta vid ett enstaka tillfälle. De visade sig dock stämma bra överens med siffror i litteraturen och har därför använts i modellen. Slammet som bildas vid tvätten antogs gå till deponi. (Sundqvist m.fl., 1999)

Använda data för energianvändning är 3,6 MJ elenergi/ kg plast. En del av denna energi går dock åt till att tillverka ny produkt av regranulat. Litteratordata på området anger allt från 0,5 – 4,7 MJ/kg. (Sundqvist m.fl., 1999)

All återvunnen plast antas ersätta jungfrulig plast med substitutionsfaktorn 1. Man har alltså inte tagit hänsyn till att återvunnen plast även skulle kunna ersätta andra material,

såsom t.ex. tryckimpregnerat trä. Inte heller tar man hänsyn till att en eventuell försämring av kvalitén i återvunnen plast skulle kunna innebära att man behöver använda sig av en större mängd plast i produkten från återvunnen råvara jämfört med om produkten är gjord av jungfrulig råvara. (Sundqvist m.fl., 1999)

Kartläggningen visar att den tidigare modellen för materialåtervinning i ORWARE ger en relativt rättvis bild av återvinningen så som den ser ut i dagsläget. I diskussioner med representanter från flera anläggningar har det framkommit att återvinningsprocesserna för de olika förpackningsplastsorterna är tämligen likartade och sålunda kan en process beskriva samtliga. Eftersom 87 % av alla återvunna plastförpackningar består av polyeten (*tabell 3.1*) kan återvinningsprocessen för denna plastsort vara mest relevant att modellera. Återvinningen i Lettland och Litauen följer krav som är anammade från Tyskland. Denna återvinning kan anses vara jämförbar med och inte bidra med någon större miljöbelastning än övrig materialåtervinning i Europa (Frankl, pers. kom.).

3.2.3 Den nya modellen för materialåtervinning

Det tidigare modellen för materialåtervinning av plast ger, enligt ovan, en relativt rättvis bild av verkligheten. En av dess främsta osäkerheter är dock att all återvunnen plast ersätter jungfrulig råvara till 100 % med substitutionsfaktorn 1, vilket inte stämmer enligt kartläggningen. Det är därför av relevans att simulera och studera det mera verklighetstrogna scenario som presenterades i *avsnitt 3.2.1*. Till detta behövs det en del nya indata. Dessutom har det framkommit en del nya data sedan den tidigare modellen gjordes. Dessa anses relevanta att använda i den nya modellen. Ändringarna i modellen för materialåtervinning berör därför följande områden;

- Nya ersatta material – tryckimpregnerat trä
- Substitutionsfaktorn för LDPE
- Använda data för vattenutsläpp, energianvändning och jungfrulig plastproduktion
- Båttransport till materialåtervinning i Baltikum

Samtliga dataval för modellen presenteras i detalj i *bilaga 3*.

3.2.3.1 Ersatta material

Kartläggningen (se *tabell 3.2*) visar att 20 % av den materialåtervunna hårdplasten i Sverige ersätter tryckimpregnerat trä. Finnveden m.fl. (2000) liksom DKR (2000) har bl.a. visat att om det ersatta materialet är just tryckimpregnerat trä, så är återvinningen ur energi- och miljösynpunkt inte nödvändigtvis överlägsen. Tillverkning av tryckimpregnerat trä bör tas med i den fortsatta modelleringen för att modellen skall förmedla en rättvis bild av materialåtervinningsens totala miljöpåverkan (se vidare *bilaga 3*).

3.2.3.2 Substitutionsfaktorn

HDPE

Efter diskussion med flera återvinnare (Strandberg, pers. kom.; Andersson, L., pers. kom.) har slutsatsen dragits att för återvunnen HDPE finns det ingen anledning att anta en annan substitutionsfaktor än 1 (1 kg återvunnen plast ersätter 1 kg jungfrulig plast), dvs. att den återvunna plasten ersätter jungfrulig råvara i förhållandet 1:1. Återvunnen HDPE används uteslutande i formsprutade produkter och dessa är i regel så tjockväggiga att de inte är känsliga för en eventuellt sämre kvalitet på plastråvaran.

LDPE

I diskussion med återvinnare har det ansetts svårt att avgöra om det faktiskt kan vara relevant att anta en något lägre substitutionsfaktor för återvunnen LDPE (Karlsson, pers. kom.; Frankl, pers. kom.). Eftersom tunnväggiga produkter som bärkassar och sopsäckar dock kan vara känsliga för kvalitén på regranulatet och eftersom det i diskussionen har funnits funderingar och tvetydiga antydningar att det skulle kunna vara så att man behöver större mängd återvunnen plast än jungfrulig för att tillverka t.ex. en soppåse av likvärdig styrka och funktion, har det fastställts att det är relevant att anta en lägre substitutionsfaktor på 0,7 för LDPE (se även *bilaga 3*). Antagandet styrks av DKR (2000), som har kommit fram till att substitutionsfaktorn ligger under 1 i 50 % av fallen för den studerade mängden (se vidare *bilaga 1*).

3.2.3.3 Använda data

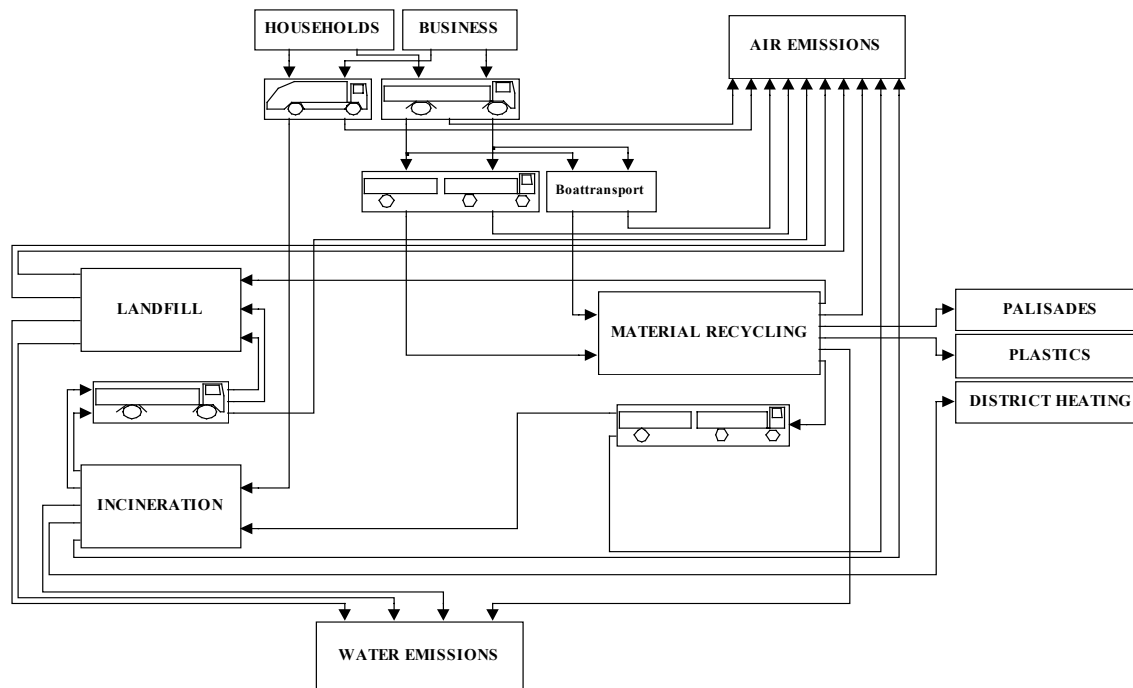
I kartläggningen har det framkommit nya uppgifter som tyder på att energianvändningen för återvinningsprocessen är lägre än vad som tidigare har antagits. Det har också framkommit mera tillförlitliga data för processens vattenanvändning, samt vattenutsläppens sammansättning. Dessutom har nya data för jungfrulig plastproduktion publicerats av APME. I denna studie skiljs också på jungfrulig produktion av LDPE och HDPE (se vidare *bilaga 3*).

3.2.3.4 Båttransport

Kartläggningen har visat att ca 20 % av den genom Plastkretsen insamlade förpackningsplasten återvinns i Baltikum. Dit fraktas den med en reguljär färja. Den transporten har lagts till i den nya modellen (se vidare *bilaga 3*).

3.2.3.5 Stegvis beskrivning av modellen

Delar av ORWARE-modellen har använts för att skapa en ny, självständig plaståtervinningsmodell, som har underlättat ommodellering och vidare simuleringar. Den presenteras i *figur 3.1*.



Figur 3.1 Den nya materialåtervinningsmodellen i ORWARE

Figur 3.1 visar avfallssystemet så som det är modellerat i SIMULINK. Modellen består av ett antal delmodeller – insamlings-, transport-, materialåtervinnings-, förbrännings-, och deponimodellen. Förbrännings- och deponimodellen är utvecklade i tidigare ORWARE-studier och har använts oförändrade i denna studie. Detsamma gäller insamlings- och lastbilstransportmodellerna. I insamlingsmodellen har det endast gjorts en liten justering för att kunna simulera den miljöpåverkan som skall allokeras på plastförpackningsavfallet. För en detaljerad beskrivning av dessa delmodeller hänvisas till Sundqvist m.fl. (1999).

Den ingående plastmängden i modellen kommer från Sundqvist m.fl. (1999). Den beräknas från data för avfallsuppkomst (på årsbasis) i hushållen, samt avfallets procentuella sammansättning. Detsamma gäller för avfall från storförbrukare (se vidare *bilaga 3*). För att renodla resultaten har utsorteringsgraden för den behandlade plastmängden satts till 100 %. De plastsorter som studeras är hårdplast från hushåll,

samt hård- och mjukplast från storförbrukare. Den mjukplast som uppkommer i hushållen och skickas till energiutvinning, antingen i utsorterad fraktion eller som del av restavfallet ingår inte.

I scenario A skickas all plast till energiutvinning. Plasten samlas in med det blandade hushållsavfallet och transporteras till avfallsförbränningsanläggningen med sopbil. Slagg och flygaska som produceras vid förbränningen deponeras.

I scenario B och C materialåtervinns plasten. Den samlas in och transporteras med lastbil till grovsortering. Från grovsorteringen transporteras 80 % av den sammanlagda plasten vidare med lastbil med släp till återvinningsanläggningar i Sverige och 20 % transporteras med båt till Baltikum. Finsortering sker i anslutning till återvinningsanläggningarna. Av hårdplastfraktionen från hushåll sorteras 40 % ut som rejekt i finsorteringen och resterande 60 % återvinns. Av hård- resp. mjukplastfraktionen från storförbrukare sorteras 15 % ut som rejekt och resterande 85 % återvinns. Rejektet skickas till energiutvinning. Slammet från tvättningsprocessen i återvinningen deponeras.

Förutom den huvudsakliga funktionen – omhändertagande av plastavfall från ett definierat område under en definierad tid – levererar systemet ytterligare tre funktioner – plankor, plast och fjärrvärme. I alla scenarierna sker viss produktion av de sistnämnda funktionerna i det kompenserande, externa systemet. I scenario A produceras fjärrvärme från avfallssystemet, då produceras plast och plankor (trä) från nyråvara. I scenario B produceras plast från avfallssystemet, då produceras fjärrvärme och plankor (trä) från alternativbränsle och nyråvara. I scenario C produceras viss plast och plankor (plast) från avfallssystemet, då produceras fjärrvärme och viss plast från alternativbränsle och nyråvara.

3.3 Systemanalys av plaståtervinning

Normalfallet har simulerats med antagandet att elproduktionen kommer från kolkondens och den externa värmeproduktionen från biobränsle. Dessutom har det gjorts känslighetsanalyser på val av ersättande energikälla för energiproduktion.

3.3.1 Ersättningsbränsle

Val av ersättningsbränsle har i tidigare ORWARE-studier visat sig ha stor betydelse för resultatet (Sundqvist m.fl., 1999). Om det ersättande bränslet för avfallsförbränning med värmeutvinning är kol fås ett annat resultat än om det är biobränsle. I Uppsala, som studeras i detta fall, utgör biobränsle en stor energikälla för fjärrvärmeproduktionen. Därför kan det vara rimligt att anta att biobränsle är ersättningsbränsle. Eftersom motsvarande inte gäller i hela Sverige har kol valts som ersättningsbränsle i en känslighetsanalys. Dessa båda bränslen motsvarar ytterlighetsfall i dagens fjärrvärmeproduktion.

3.3.2 Elproduktion

Antagandet om hur elektricitet framställs har i tidigare ORWARE-studier visat sig påverka resultatet (Sundqvist m.fl., 1999). Elproduktionen på nationell nivå kan tänkas vara uppdelad i två delar – dels basproduktion och dels marginalproduktion. Basproduktionen produceras i Sverige i huvudsak av vattenkraft och kärnkraft. I svenska LCA-studier har det ofta antagits att marginaelen produceras med kol i danska kraftverk (Sundqvist m.fl., 1999). Valet av elkälla är beroende av om man väljer att göra en nulägesanalys eller en studie av förändringar. Om man gör en nulägesanalys använder man ofta genomsnittliga data och om man gör en studie av förändringar kan det vara mer befogat att använda data som visar effekter på marginalen (Lindfors m.fl., 1995). I denna studie är utsorteringen av plastavfall från ursprungskällan 100 %. Detta innebär att det i princip är en studie av processer som idag inte sker i den omfattningen, varför det kan vara rimligt att anta att elen som förbrukas i systemet skulle produceras på marginalen. I normalfallet antas elen därför produceras på marginalen, men det görs även här en känslighetsanalys där elen antas produceras som svensk medel.

3.3.3 Miljöpåverkan

I *avsnitt 3.3.3.1 – 3.3.3.5* presenteras miljöpåverkan först från avfallssystemet och sedan från det totala systemet, inklusive det externa systemet, för de studerade miljöpåverkanskategorierna. Aktiviteterna i diagrammet som beskriver avfallssystemets miljöpåverkan förklaras i *tabell 3.3*. Aktiviteterna i det totala systemet förklaras i *tabell 3.4*.

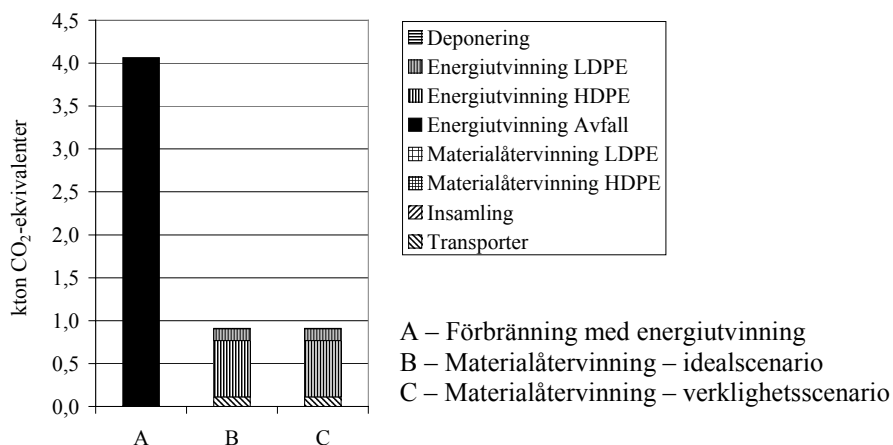
Tabell 3.3 Aktiviteter i avfallssystemet

Deponering	Deponering (överblickbar tidsperiod, ca 100 år) av slam från återvinningen, samt slagg och flygaska från förbränningen (ej uppdelat på olika sorters fraktioner)
Energiutvinning LDPE	Energiutvinning av utsorterat LDPE-rejekt från återvinningsanläggning
Energiutvinning HDPE	Energiutvinning av utsorterat HDPE-rejekt från återvinningsanläggning
Energiutvinning Avfall	Energiutvinning av allt plastavfall med blandat avfall i avfallsförbränningsanläggning
Materialåtervinning LDPE	Materialåtervinning av LDPE-fraktion
Materialåtervinning HDPE	Materialåtervinning av HDPE-fraktion
Insamling	Insamling av plasten i restavfallet med sopbil
Transporter	Transport av plastavfall i sorterade fraktioner med lastbil

Tabell 3.4 Aktiviteter i det totala systemet

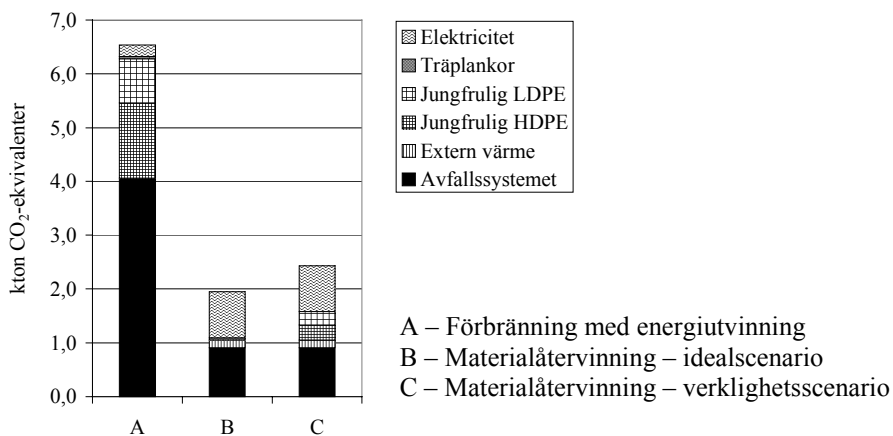
Elektricitet	Produktion av den el som förbrukas i avfallssystemet (i förbränning resp. plaståtervinning)
Plankor	Nyproduktion av plankor av tryckimpregnerat trä (elförbrukning – europeisk elmix – ingår i data)
Jungfrulig HDPE	Nyproduktion av HDPE (elförbrukning – europeisk elmix – ingår i data)
Jungfrulig LDPE	Nyproduktion av LDPE (elförbrukning – europeisk elmix – ingår i data)
Avfallssystemet	Avfallssystemets sammanlagda påverkan

3.3.3.1 Växthuseffekt



Figur 3.2 Bidrag till växthuseffekten från avfallssystemet

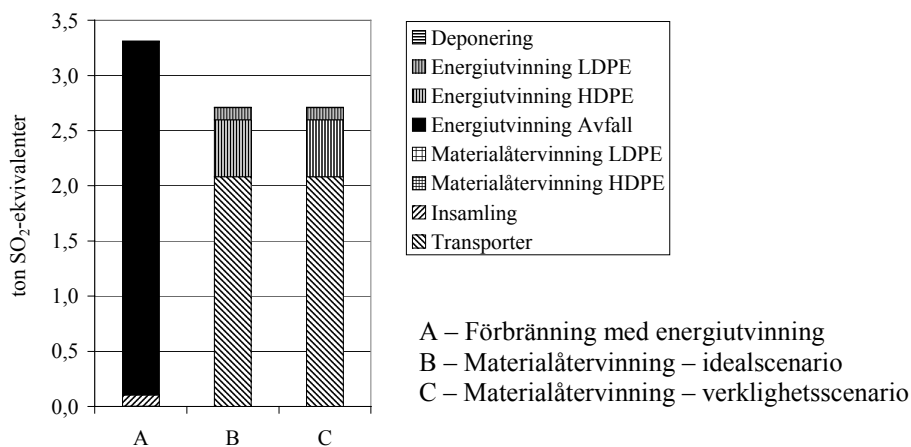
De gaser som bidrar till växthuseffekten är CO₂, CH₄ och N₂O. *Figur 3.2* visar att det största bidraget från avfallssystemet till växthuseffekten kommer från förbränning av fossila material, i form av plastavfall. Transport och insamling står för en relativt liten del av påverkan. Det är nästan uteslutande CO₂ som bidrar till utsläppen.



Figur 3.3 Bidrag till växthuseffekten från totala systemet

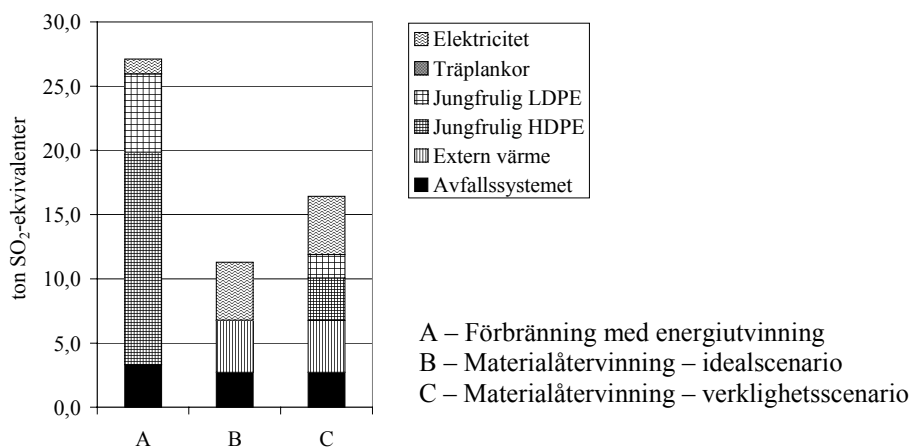
När det kompensande externa systemet räknas med ser resultaten ut enligt *figur 3.3*. Förbränning av plast i avfallsförbränningsanläggningen och användandet av fossila bränslen vid jungfrulig plastproduktion står för de huvudsakliga utsläppen av växthus-gaser. CO₂ står nästan uteslutande för utsläppen.

3.3.3.2 Försurning



Figur 3.4 Bidrag till försurningen från avfallssystemet

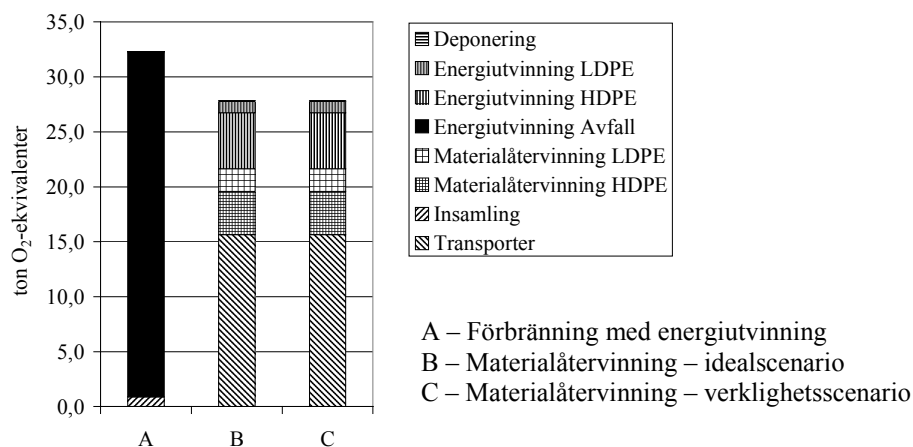
De ämnen som bidrar till försurningen är SO_x, NO_x, HCl och NH₃. Enligt *figur 3.4* står förbränning av plast samt transporter för utsläppen av försurande ämnen i avfallssystemet. NO_x ger det huvudsakliga bidraget till försurning, både från avfallsförbränning och från insamling och transporter. Båttransporten står för lite mer än 10 % av utsläppen och transporterar 20 % av plasten.



Figur 3.5 Bidrag till försurningen från totala systemet

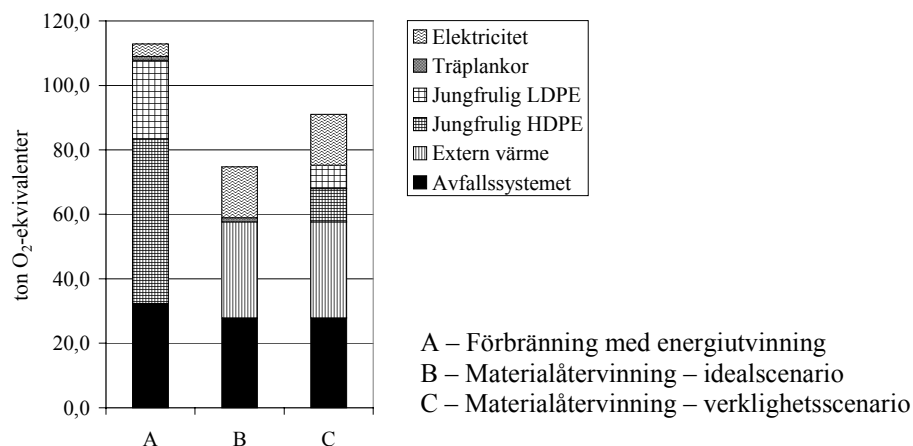
I *figur 3.5* framgår att framförallt nyproduktion av plast bidrar till utsläpp av försurande ämnen. Nyproduktionen är en relativt energikrävande process, och bidraget kommer huvudsakligen från NO_x-utsläppen vid produktion och användning av fossila bränslen. Bidraget från respektive plastslag är beroende av den behandlade mängden plast. Den externa värmen kommer från biobränsle.

3.3.3.3 Övergödning



Figur 3.6 Bidrag till övergödning från avfallssystemet

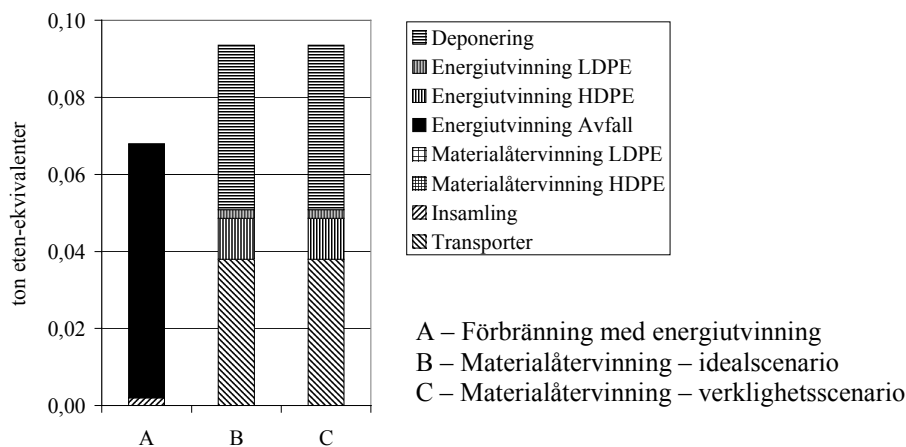
Utsläpp som bidrar till övergödning är NO_x och NH₃ till luft och N, P och COD till vatten, vilka har aggregerats till O₂-ekvivalenter i *figur 3.6*. Förbränning av plast och fossila bränslen står för huvuddelen av de övergödande utsläppen. De huvudsakliga bidragen kommer från NO_x. Båttransporten står för en relativt liten del av de totala transportutsläppen.



Figur 3.7 Bidrag till övergödning från totala systemet

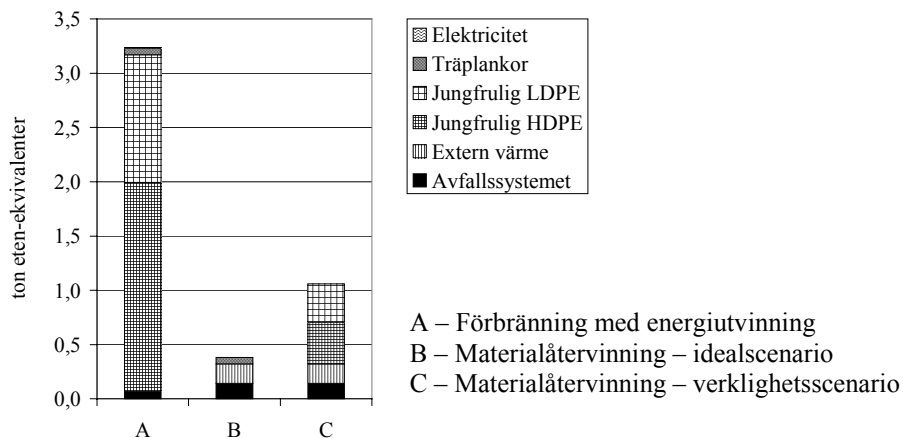
Enligt *figur 3.7* bidrar i huvudsak jungfrulig produktion av plast, värme- och elproduktion samt förbränning av plast till utsläpp av övergödande ämnen i avfallssystemet. De huvudsakliga bidragen kommer från NO_x. Vid nyproduktion av plast uppkommer utsläppen främst vid produktion och förbränning av fossila bränslen. Fjärrvärmen i scenario B och C kommer från biobränsle och därifrån bidrar framförallt NO_x.

3.3.3.4 Fotooxidanter – VOC



Figur 3.8 Bidrag av fotooxidanter – VOC från avfallssystemet

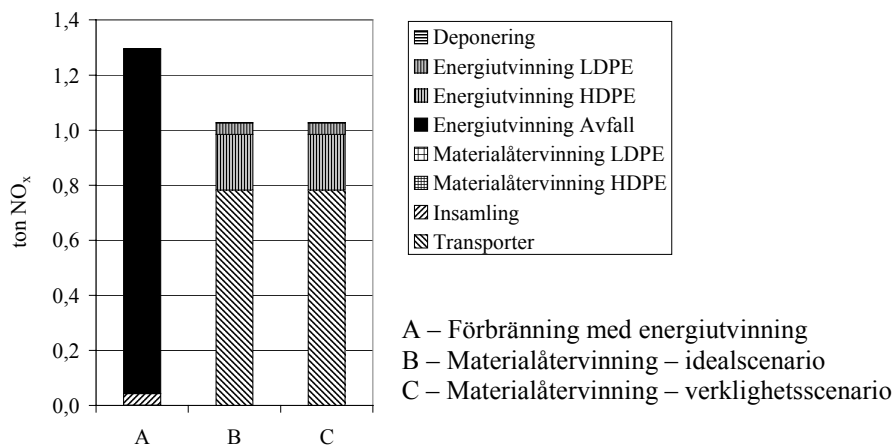
Enligt *figur 3.8* står förbränning av plast och transporter även för en stor del av utsläppen av flyktiga kolväten. Utsläppen från deponin består av metanemissioner som härstammar från slammet i tvättvattnet från materialåtervinningen av plast. Båttransporten står för en relativt liten del av de totala transportutsläppen.



Figur 3.9 Bidrag av fotooxidanter – VOC från totala systemet

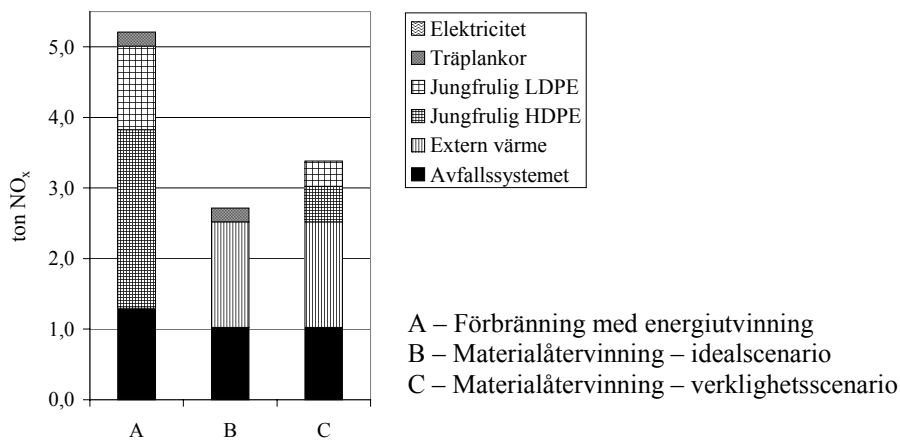
Om man ser till det totala systemet dominerar bidragen från nyproduktion av plast, enligt *figur 3.9*, till utsläpp av flyktiga kolväten. Dessa uppkommer framförallt vid raffineringen.

3.3.3.5 Fotooxidanter – NO_x



Figur 3.10 Bidrag av fotooxidanter – NO_x från avfallssystemet

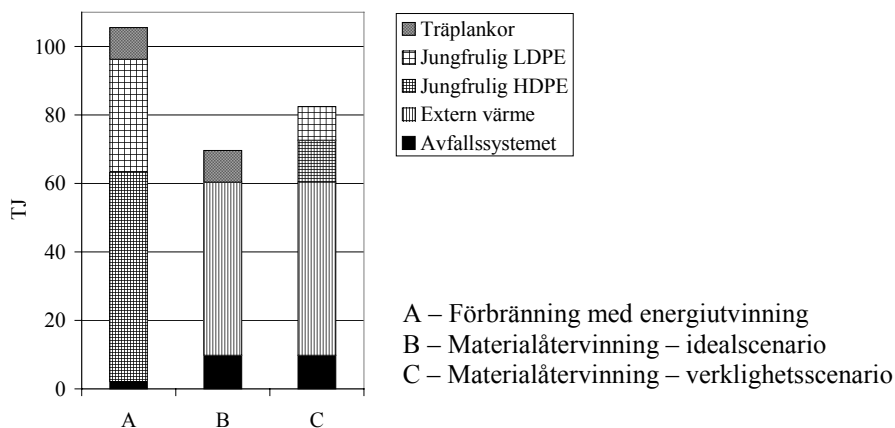
Enligt *figur 3.10* bidrar transporterna samt förbränning av plast i avfallsförbränningsanläggningen till utsläpp av NO_x. Båttransporten står för en relativt liten del av de totala transportutsläppen.



Figur 3.11 Bidrag av fotoxiderande NO_x från totala systemet

Enligt *figur 3.11* står jungfrulig produktion av plast för ett betydande bidrag till utsläpp av fotoxiderande NO_x. Utsläppen uppstår vid produktion och användning av fossila bränslen. Förbränning av biobränsle för fjärrvärmeproduktionen bidrar också med en stor del av utsläppen.

3.3.4 Energianvändning



Figur 3.12 Energianvändning för totala systemet

Figur 3.12 visar att energianvändningen är lägre i scenario B och C jämfört med scenario A. I scenario B och C utgörs stapeln dessutom till största delen av förnyelsebart biobränsle, vilket inte är fallet i A.

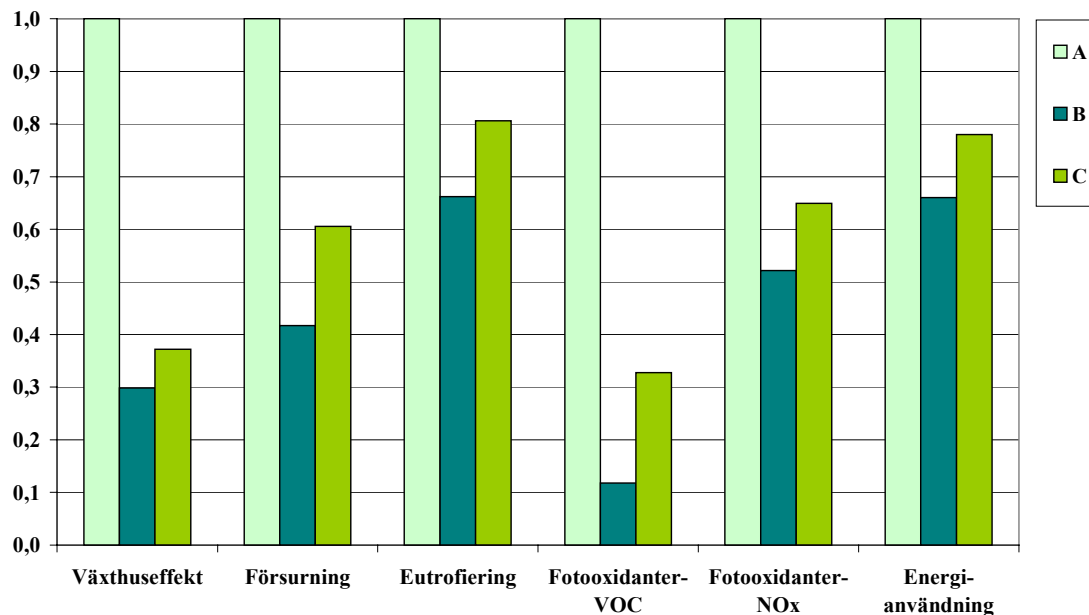
3.3.5 Känslighetsanalys

En känslighetsanalys på ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion visar att om ersättningsbränslet är kol istället för biobränsle, blir det en skillnad i miljöpåverkan mellan energiutvinning och materialåtervinning, till materialåtervinningens nackdel. Scenario B och C ger högre emissioner av växthusgaser jämfört med scenario A till följd av kolförbränning vid fjärrvärmeproduktionen. Detsamma gäller för förurning, övergödning och NO_x. VOC-utsläppen förblir dock oförändrade. Energianvändningen blir lite högre för materialåtervinning jämfört med energiutvinning om den ersättande fjärrvärmens antas produceras med kol, eftersom kolförbränning har en lägre verkningsgrad än förbränning av biobränsle i de data som har använts. Resultaten för känslighetsanalyserna redovisas i *bilaga 4*.

En känslighetsanalys på val av energikälla för elproduktion visar att valet inte ger några större skillnader i miljöpåverkan, eftersom det bara är avfallssystemets elförbrukning som ändras och denna inte är så stor (se *bilaga 4*).

3.3.6 Sammanfattning

3.3.6.1 Normalfall

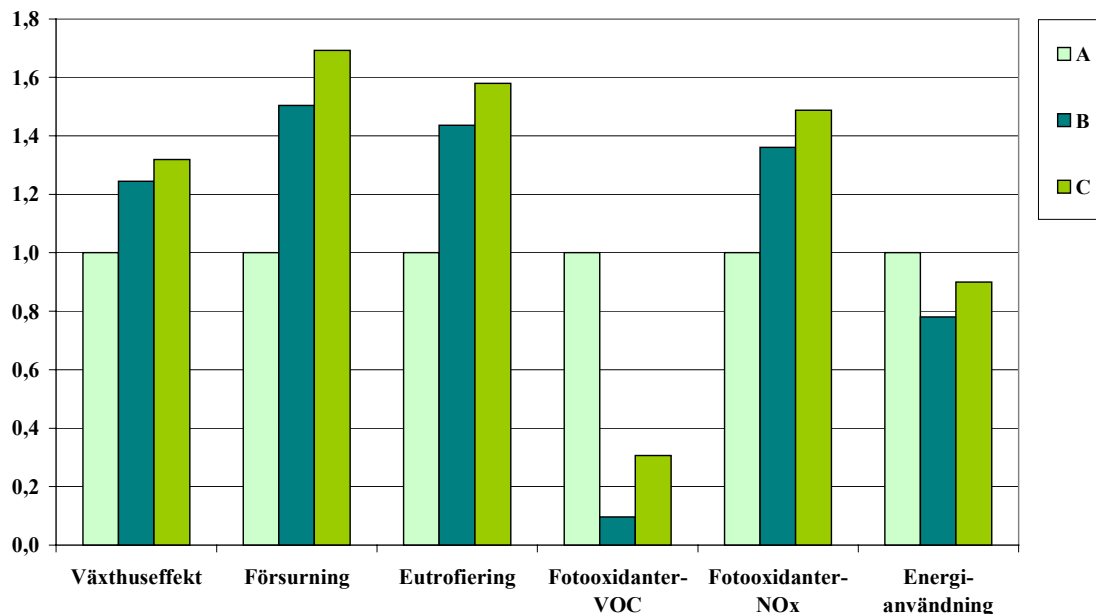


Figur 3.13 Miljöpåverkan från normalfallets tre scenarier (totala systemen. Inom varje kategori är värdet för scenario A satt till ett och de andra normaliserade efter detta. Fjärrvärme produceras med biobränsle och el med kolkondens.

- A – Förbränning med energiutvinning
- B – Materialåtervinning – idealscenario
- C – Materialåtervinning – verklighetsscenario

I *figur 3.13* sammanfattas miljöpåverkan i de studerade kategorierna för normalfallets tre scenarier. Figuren visar att båda fallen av materialåtervinning, under gällande förutsättningar, resulterar i lägre värden för alla studerade miljöpåverkanskategorier jämfört med energiutvinning. Det vill säga att materialåtervinning bidrar till en mindre miljöbelastning än energiutvinning, när ersättningsbränslet är biobränsle och kolkondens används som produktionsmetod för den el som används i avfallshanteringssystemet.

3.3.6.2 Känslighetsanalys på ersättningsbränsle



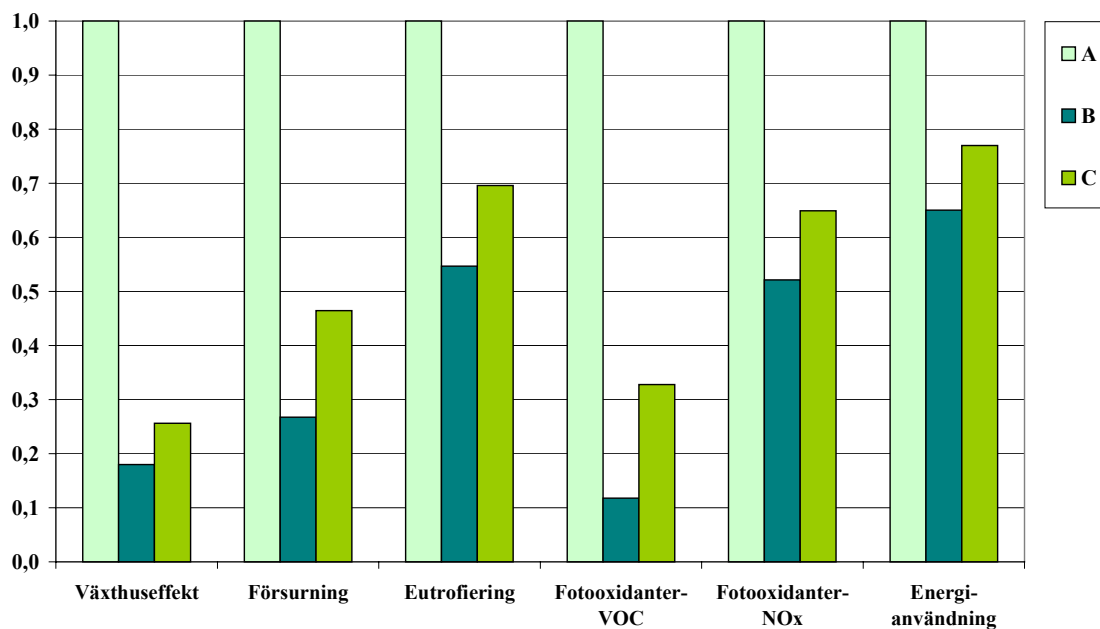
Figur 3.14 Miljöpåverkan från känslighetsanalys på ersättningsbränsle (totala systemen). Inom varje kategori är värdet för scenario A satt till ett och de andra normaliserade efter detta. Både fjärrvärme och el produceras med kolkondens.

- A – Förbränning med energiutvinning
- B – Materialåtervinning – idealscenario
- C – Materialåtervinning – verklighetsscenario

Enligt *figur 3.14* ger användningen av kol som ersättningsbränsle en lägre miljöbelastning för energiutvinning för alla studerade miljöpåverkanskategorier, förutom fotooxidanter – VOC och total energianvändning, jämfört med normalfallet (se *figur 3.13*). I detta fall kan det anses mera fördelaktigt att utnyttja energiinnehållet i plastavfallet för att producera fjärrvärme.

De försurande och övergödande utsläppen är, i denna analys, i huvudsak beroende på NO_x-utsläppen (se *avsnitt 3.3.3.2 – 3.3.3.3*). Detta gör att NO_x-utsläppen i hög grad påverkar de samlade resultaten. I de data som har använts är emissionsfaktorn för NO_x (inklusive skillnad i verkningsgrad vid förbränning) drygt 3 gånger så stor för kol som för biobränsle. Detta får till följd att (för scenario B och C) kolförbränningen i känslighetsanalysen ger ungefär 3 gånger så höga utsläpp av NO_x som biobränsleförbränningen i normalfallet.

3.3.6.3 Känslighetsanalys på elproduktionsmetod



Figur 3.15 Miljöpåverkan från känslighetsanalys på elproduktionsmetod (totala systemen). El från svensk elmix och fjärrvärme från biobränsle.

- A – Förbränning med energiutvinning
- B – Materialåtervinning – idealscenario
- C – Materialåtervinning – verklighetsscenario

Enligt *figur 3.15* ger användningen av svensk medel el som elproduktionsmetod, för den i avfallshanteringssystemet använda elenergin, en lägre miljöbelastning i de studerade miljöpåverkanskategorierna jämfört med normalfallet (se *figur 3.13*). Elanvändningen i fråga är dock inte så stor att valet av elproduktionsmetod gör en märkbar skillnad.

4 Diskussion

4.1 Normalisering

För att kunna avgöra betydelsen av den miljövinst som görs vid materialåtervinning behöver resultaten sättas i relation till något mera greppbart. Följande räkneexempel, för normalfallet, behandlar vinsten av växthuseffekt vid återvinning. Det är ett kvalitativt exempel som bara behandlar en miljökategori. Samma exempel ger varierande och överlag lägre miljövinst för de övriga kategorierna.

Studiens normalfall ger ett resultat som enligt *figur 3.3* i bästa fall motsvarar ett minskat utsläpp av 5 kton CO₂-ekvivalenter (för Uppsala Kommun), men hur mycket är detta? Bensin har ett värmevärde på 31,7 MJ/ l. CO₂-utsläppen från en personbil uppgår i genomsnitt till 0,082 kg/ MJ bensin. En City-Golf drar i genomsnitt 0,64 l/ mil (Volkswagen, 2001) och släpper alltså ut 1,67 kg CO₂/ mil. Besparingen i växthuseffekt motsvarar en körsträcka på närmare 3 miljoner mil/år för en City-Golf. För Uppsalas kommun på 188.000 invånare motsvarar det ungefär 16 mil/ år och invånare, eller 1,3 mil/ månad och invånare. Detta är förutsatt att alla Uppsalas invånare och företagare sorterar ut och återvinner allt plastavfall de ger upphov till, samt att de kör en liten, bensinsnål bil av årets modell.

För att kunna renodla resultaten har det i studien antagits en utsorteringsgrad på 100 %, vilket inte återspeglar verkligheten så som den ser ut idag. ORWARE-modellen bygger dock på linjära samband och det har därför ingen egentlig betydelse vilken plastmängd eller utsorteringsgrad man använder sig av vid simuleringarna. Den relativa skillnaden mellan scenarierna är konstant. Vinsten i växthuseffekt vid materialåtervinning jämfört energiutvinning är alltid 4,3 ton CO₂/ ton återvunnen plast. Det innebär att om vi i verkligheten återvinner t.ex. 30 % av den i normalfallet simulerade mängden blir vinsten ca 5 mil/ år och Uppsalabo.

4.2 Hushållens transporter till återvinningsstationen

Vi bör ha i åtanke att systemgränsen i denna studie går mellan lämnningen och hämtningen av avfallet vid återvinningsstationen. Hushållens eventuella personbilstransporter till återvinningsstationen är inte inräknade. Följande räkneexempel är troligen ett extremfall, men det visar ändå vikten av att ta med dessa transporter i beräkningen.

Herr Svensson sorterar ut hårda och mjuka plastförpackningar och fraktar dem med personbil till återvinningsstationen som ligger 6 km från hemmet. Om återvinningshörnan i garaget blir för full åker han till återvinningsstationen utan att ha något annat

ärendet. Just den månaden slukas återvinningens miljövinst (bästa fall) nästan upp av transporten av plastavfallet till återvinningsstationen.

4.3 Fjärrvärmeproduktion

Fjärrvärme i det externa kringssystemet antas produceras på marginalen av biobränsle. Även om man skulle anta att den producerades med svensk medelfjärrvärme skulle materialåtervinning innebära en miljövinst, eftersom hälften av Sveriges fjärrvärme produceras genom förnyelsebara energikällor (STEM, 2001). Resultaten från känslighetsanalysen på fjärrvärme där det har antagits att fjärrvärme produceras genom kolförbränning kan anses vara ett "värsta fall" scenario. Emissionsfaktorn för NO_x vid kolförbränning är hög, som tidigare har påpekats (*avsnitt 3.3.6.2*). Delar av resultaten (försurning, övergödning och NO_x) är i hög grad beroende av denna höga emissionsfaktorn för NO_x-utsläpp.

4.4 Elproduktion

Elförbrukningen i det externa kringssystemet för jungfrulig produktion av plast samt produktion av träplankor produceras med europeiska elmixar (se *bilaga 3*). Miljöpåverkan från produktion och användning av elenergin redovisas inte separat i de data för nyproduktion av ersättningsmaterialen som används i denna studie. Vad gäller jungfrulig plastproduktion är de flesta tillgängliga data i grunden baserade på data från APME. Där redovisas sammanlagda miljöpåverkande utsläpp från samtliga produktionssteg och specificerar inte hur stor del som kommer från energianvändning. Underlagsdata för tryckimpregnerat trä redovisas i form av miljöpåverkanskategorier. Inte heller här går det att utläsa energianvändningens miljöpåverkan. Av ovanstående anledningar är det svårt att variera val av produktionsmetod för elen som förbrukas i det externa kringssystemet. Med tanke på den relativt ringa elförbrukningen vid jungfrulig produktion av plast skulle det dock inte ha någon stor betydelse för resultaten om produktionsmetoden gick att variera. Dessutom är det sannolikt att den jungfruliga plastråvaran som processas och konsumeras i Sverige är producerad i Europa med någon form av europeisk medel. Om elen för tryckimpregnerat trä hade antagits bestå av en svensk elmix, vilket hade kunnat vara troligt, hade miljöpåverkan för tryckimpregnerat trä varit ännu mindre.

4.5 Toxicitet

De toxiska emissioner som sker från studiens definierade system består bl.a. av NO_x, SO_x, CO, HCl, olika organiska miljögifter som PCB, dioxin och PAH, samt tungmetaller. Utsläpp sker från avfallsförbränningsanläggningen, transporterna, den jungfruliga produktionen av plast och från tryckimpregnerade träplankor.

Tryckimpregnerade träplankor bidrar inte till någon betydande miljöpåverkan i de studerade kategorierna. I kategorin toxicitet skulle deras påverkan dock få ett större utslag. Enligt Erlandsson (2000) innehåller även de mest miljöanpassade tryckimpregneringsmedlen aktiva substanser, ofta i form av tungmetaller (Cu), som till viss del läcker ut under plankans livstid och påverkar dess ståndort. Det är svårt att uppskatta miljöpåverkan från läckaget, som bl.a. är beroende av toxikologiska effekter hos de aktiva substanserna, av den aktiva substansens koncentration i recipienten efter läckage, av definitionen på en långsiktigt acceptabel koncentration av ett ämne i en specifik recipienttyp, av i vilken form metallen föreligger när den kommer ut i miljön och av vilka nedbrytningsprodukter som kan bildas när de aktiva substanser bryts ned i naturen (Erlandsson, 2000).

Toxiska emissioner kan beräknas och kvantifieras i ORWARE, men det görs inte i denna analys. Exemplet för träplankor ovan visar att det är svårt att uppmäta och bestämma den toxiska verkan av ett enda ämne. Sammanvägningen av olika toxiska ämnen till en miljöpåverkanskategori omges också av svårigheter, eftersom deras relativa vikt är svår att förutsäga. Av ovanstående anledningar finns det ofta dataluckor på området och kategorin har inte utvärderats vidare.

4.6 Plastplankans livslängd

Plastplankornas livslängd är ännu okänd eftersom de är ett ganska nytt fenomen. Producenter använder livslängden och underhållsfriheten som de stora argumenten till att välja deras produkter före produkter i tryckimpregnerat trä som har samma funktion. Enligt Finnveden m.fl. (2000) finns det för närvarande inga data angående livstiden för en plastplanka. Av den anledningen har det inte tagits någon hänsyn till skillnad i livslängd i denna studie. Även om plastplankor skulle antas ha en livslängd som är fyra gånger större än en träplanka så skulle det inte ge några större utslag i resultaten.

4.7 Tryckimpregnerat trä som ersatt material

Det ligger en osäkerhet i antagandet att materialåtervunnen hårdplast ersätter tryckimpregnerat trä till 20 %. Detta antagande är baserat på dagens återvinningssituation, där max 30 % av plastavfallet återvinns. I denna studie har det däremot antagits en utsorteringsgrad på 100 %. Sannolikheten finns att om större mängder plastavfall sorteras ut så kommer andelen smutsad blandplast i det insamlade materialet att öka (Hutterer & Pilz, 2000). Det ställs inte lika stora krav på råvaran vid produktion av plastplankor. Man kan eventuellt använda sig av blandplast i större utsträckning jämfört med produktion av formsprutade och filmblåsta produkter. Därför är det mycket tänkbart att andelen återvunnen hårdplast som ersätter tryckimpregnerat trä skulle vara större än 20 % vid en utsorteringsgrad på 100 %.

Är det motiverat att anta att materialåtervunnen plast faktiskt ersätter tryckimpregnerat trä? En sökning på ”plastic lumber” (plastvirke) på internet ger över 11 000 träffar, och när man tittar närmare på dessa uppenbarar sig en uppsjö av företag med liknande affärsidé – att ta till vara på material för att producera produkter med bättre hållbarhet och minimalt underhållsbehov. Återvunnen plast ersätter allt från ädelträ från regnskogen till vanligt trä, behandlat trä, stål och cement, i applikationer som altangolv, båtinnredningar, lyktstolpar och andra väderutsatta detaljer. Man skulle kunna uppfatta det som att gamla produkter har skapats om i nya och för sitt ändamål mera funktionsdugliga material. Under kartläggningen kontaktades ett företag i Sverige som hade beslutat att övergå från att producera plastplankor av återvunnen plast till att göra det av jungfrulig råvara. Motiveringen var att det fanns en marknad för produkten och att man ville säkerställa en komplikationsfri process.

4.8 Opinion

Finns det några incitament för att sortera ut och materialåtervinna plast? Inom olika sektorer av tillverkningsindustrin, och till viss del plastbearbetningsindustrin (den del som inte sysslar med återvinning av hushållsavfall), är man relativt enig om att allt smutsigt plastavfall från hushållen eller liknande degraderat, uttjänt plastmaterial bör förbrännas, med anslutande energiutvinning (Kretsloppscentrum, 2000). Det är framförallt återvinning av rena fraktioner som förespråkas. Med rena fraktioner menas i detta hänseende både att de är rena från matrester och dylik smuts, och att de består av en och samma plastsort (monomateriella). Återvinnare efterlyser, i sin strävan efter rena fraktioner, märkta och om möjligt kvalitetssäkrade fraktioner plastavfall, för att i sin tur kunna säkerställa produkter av jämn kvalitet. Olika plaster har olika bearbetningsegenskaper och olika smältindex. De är därför inte kompatibla vid en sammansmältning och det anses inte vara fördelaktigt att återvinna dem tillsammans. På de flesta produkter ställs höga kvalitetskrav och om det finns en liten risk att återvunnen råvara inte uppnår de kraven väljs nyråvara istället. Men, som en erfaren återvinnare uttryckte det, ”om Felix kan tillhandahålla mig en tvättad, homogen fraktion av röda ketchupflaskor, så skulle jag gladeligen ta emot och återvinna den!”

För att miljöanpassad produktutveckling, som kan bana väg för en bättre återvinning, skall vara den enda vägen att gå krävs inte bara reglerande lagar och förordningar utan även en marknad som efterfrågar miljöanpassade produkter och produkter av återvunnet material. Finns det en avsättningsmarknad för återvunnen plast? Enligt Plastkretsen finns det en omättad avsättningsmarknad och all plast används på ett meningsfullt sätt (Schyllander, pers.med.). För att utöka denna marknad i takt med att nya tekniker utvecklas och högre mål för återvinning eftersträvas, bör man kanske ägna sig en tanke åt vem som skapar marknaden. Återvinnare efterlyser bra argument för att konsumenterna skall källsortera och ta sig den extra tid det möjligen tar att gå till återvinningsstationen

(Kretsloppscentrum, 2000). Det måste finnas en koppling mellan det material som konsumenterna källsorterar och de produkter som tillverkas. När den kopplingen blir tydlig är det lättare att förstå meningen med att gå till återvinningsstationen, liksom att efterfråga återvunna produkter. Med en insatt och motiverad konsument skulle man eventuellt också kunna erhålla renare fraktioner i större utsträckning.

4.9 Framtidstrender

I och med förordningen om producentansvar för elektriska och elektroniska produkter (SFS, 2000), omfattar producentansvaret numera inte bara förpackningar utan även plast i en vidare mening. Reglerna för producentansvaret för bilar (SFS, 1997b) skärps 2015, samtidigt som större mängder plast används inom bilindustrin. Det är kanske snarare för icke-förpackningsplast som man skall satsa på materialåtervinning, precis som Hutterer & Pilz (1999) kom fram till i sin samhällsekonomiska analys av Österrikes återvinningssystem. Företag inom dessa branscher kan kanske lättare ta sitt ansvar och belägga sina produkter med pant för att försäkra sig om att de kommer tillbaks och kan återvinnas. I de egna produkterna vet man vad det är för material, vilket förenklar återvinningen. Det är när man har kommit så här långt som det också blir intressant att på ett konstruktivt sätt ägna sig åt miljöanpassad produktutveckling. När man själv skall ta tillbaks och återvinna sin egen produkt underlättar det om man har designat för återvinning. Det underlättar om delar av olika material inte är sammangjutna och det är näst intill ett måste att demonteringen inte tar längre tid än monteringen. Det finns idag exempel på företag med sådana ambitioner. ”Att stolen återvinns är en del av själva produkten”, det skall vara mottot! (Kretsloppscentrum, 2000)

Samtidigt som företag får upp intresset för att skapa ett kretslopp och ta tillbaka sina produkter inom andra branscher än förpackningsbranschen, utvecklas det ständigt nya återvinningstekniker. Förpackningsföretaget Schmalbach Lubeca AG har utvecklat en återvinningsprocess för PET, SupercycleTM, som möjliggör en ”flaska-till-flaska-återvinning”. Det återvunna materialet har samma egenskaper som nyråvaran och har bl.a. godkänts av amerikanska livsmedelsverket FDA (Food and Drug Administration) för användning i direktkontakt med livsmedel (Schmalbach, 2000). Detta företag, som både utvecklar förpackningsmaterialet och återvinningstekniken, visar ett förebildande exempel på hur produktutveckling och miljötänkande kan gå hand i hand.

I framtiden kan begreppet plaståtervinning komma att omfatta nya slag av återvinningstekniker liksom delsteg i återvinningsprocessen. Med tanke på bredden av utvecklings- och pilotprojekt inom området för kemisk återvinning, kan dessa alternativ komma att spela en större roll. Även om små tillgängliga volymer plastavfall och stora investeringskostnader har varit ett hinder hitintills kan förutsättningarna eller samarbetsområdena komma att ändra sig. En fördel med vissa kemiska återvinningstekniker är att de kan

tillämpas på en blandad plastfraktion, d.v.s. även icke-förpackningsplast vilket kan komma att få ökad betydelse i framtiden. Nya automatiserade sorteringssystem, som möjliggör en sortering i rena plastmaterialfraktioner kan skapa förutsättningar för en lönsam och mer effektiv återvinning till högkvalitativ produkt.

Det kan slutligen vara värt att ha i åtanke att materialåtervinning av (förpacknings-) plast har pågått i knappt 10 år. Tekniker och hanteringslogistik på området är fortfarande under utveckling. I denna studie jämförs dagens materialåtervinningsteknik med förbränningsteknik som har utvecklats, renats och förfinats under minst fyra decennier. Det finns en möjlighet att materialåtervinning fortfarande har en utvecklingspotential.

5 Slutsatser

- Materialåtervunnen plast ersätter inte bara jungfrulig plast, utan återvunnen HDPE ersätter även tryckimpregnerat trä till 20 %.
- Materialåtervunnen mjukplast ersätter ibland jungfrulig plast med en substitutionsfaktor som är lägre än 1.

I det studerade normalfallet produceras elenergi från kolkondens och ersättande fjärrvärme från biobränsle. Följande huvudsakliga slutsatser kan dras:

- Med antagandet om att återvunnen plast ersätter jungfrulig plast till 100 % i förhållandet 1:1 visade det sig att materialåtervinning av plast innebär en miljövinst jämfört med energiutvinning. Detta är sant för samtliga studerade miljöpåverkanskategorier (total energianvändning, växthuseffekt, försurning, övergödning och fotooxideranter – NO_x och VOC).
- Det har också visats att även om återvunnen hårdplast till viss del, ca 20 %, ersätter tryckimpregnerat trä innebär materialåtervinning av plast en miljövinst, om än något mindre, jämfört med energiutvinning. Andelen återvunnen plast som ersätter tryckimpregnerat trä är baserad på fakta som har framkommit i kartläggningen av materialåtervinning av plast i Sverige.
- Även om man antar en sämre kvalitet på det återvunna materialet och därmed att den återvunna mjukplasten ersätter jungfrulig plast i förhållandet 1:0,7 har det visat sig att materialåtervinning innebär en miljövinst jämfört med energiutvinning.

Känslighetsanalyserna på ersättningsenergi gav följande slutsatser:

- Känslighetsanalys på ersättningsbränsle för fjärrvärme har visat att om ersättningsbränslet är kol, så är det mera fördelaktigt att utnyttja energin i plastavfallet genom energiutvinning. Detta är sant för samtliga studerade miljöpåverkanskategorier (total energianvändning, växthuseffekt, försurning, övergödning och fotooxideranter – NO_x) förutom fotooxideranter – VOC.
- Känslighetsanalys på val av elproduktionsmetod har visat att detta val inte har någon stor betydelse för resultaten.

6 Referenser

- Ansems, A., de Groot, J., van der Vlugt, M. (2000). *Best Practices for the Mechanical Recycling of Post-user Plastics*. TNO Report 00 89 HDG. TNO Institute of Industrial Technology. Delft. Nederländerna.
- APME. (1998). *Assessing the potential for post-use plastics waste recycling – predicting recovery in 2001 and 2006 – Summary Report*. The Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME). Bryssel. Belgien.
- APME. (2000). *An analysis of plastics consumption and recovery in Western Europe 1998*. The Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME). Bryssel. Belgien.
- Boustead, I. (1999). *Eco-profiles of Plastics and Related Intermediates, Polyethylene (HD) and Polyethylene (LD)*. The Association of Plastics Manufacturers Europe (APME). Bryssel. Belgien.
- Björklund, A. (2000). *Environmental Systems Analysis of Waste Management – Experiences from the ORWARE Model*. Doktorsavhandling. ISSN 1402-7615. AFR-rapport 303. Institutionen för industriell ekologi. Kungliga Tekniska Högskolan. Stockholm. Sverige.
- Bonniers Världsatlas. (2000). Bonniers Förlag. Stockholm. Sverige.
- DKR. (2000). DKR im Blick. 1/ 00 März. *Energieeffizienz unter der Lupe*. Deutsche Gesellschaft für Kunststoff-Recycling mbH (DKR). Köln. Tyskland.
- Erlandsson, M. (2000). *Produktspecifika regler för miljödeklaration av beständiga träprodukter enligt ISO TR 14025*. IVL rapport A 20347. IVL - Svenska Miljöinstitutet AB. Stockholm. Sverige.
- Finnveden, G. (1998). *On the possibilities of Life-Cycle Assessment - Development of methodology and review of case studies*. Doktorsavhandling. ISBN 91-7153-815-1. Fms-rapport nr 73. IVL-rapport nr A 1199. AFR-rapport nr 222. Institutionen för Systemekologi. Stockholms Universitet. Stockholm. Sverige.
- Finnveden, G., Johansson, J., Lind, P., Moberg, Å. (2000). *Life Cycle Assessment of Energy from Solid Waste*. Fms rapport 2000:2. Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier (FMS). Stockholm. Sverige.
- Hutterer, H. & Pilz, H. (1998). *Kosten-Nutzen Analyse der Kunststoffverwertung*. Sammanfattning. Monographien Band 98. Umweltbundesamt, Wien.
- ISO. (1997). *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework*. ISO 14040:1997. International Organization for Standardization. Genève. Schweiz.
- Jansson, A. (2000). *Recycling and Degradation of Thermoplastic Materials*. Licentiate thesis. Chalmers University of Technology. Göteborg. Sverige.
- KCL. (1997). *KCL Data Master*, utgiven av KCL. The Finnish Pulp and Paper Research Institute. Espoo. Finland.
- Kretsloppscentrum. (2000). *Återvunnen plast – Möjligheter och drivkrafter för användning i nya produkter*. Anteckningar från diskussionsseminarium. 2000-12-04. Stockholm. Sverige.
www.kretsloppscentrum.se.
- Krugloff, O. (1995). *Plasterna i vårt dagliga liv*. PIR – Plastbranschens Informationsråd. Stockholm. Sverige.
- Lindfors, L-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O-J., Rønning A., Ekvall, T. Finnveden, G. (1995). *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*. Nord 1995:20. Nordic Council of Ministers. Köpenhamn. Danmark.
- Mellanskog Industri AB. (1999). *Certifierad miljövarudeklaration för sågad trävara*. Version 1999-04-26. Mellanskog Industri AB. Nyby Sågverk.

- Naturvårdsverket. (1996). *Plaster – Materialflöden i samhället*. SNV Rapport 4505. Naturvårdsverket. Stockholm. Sverige.
- Naturvårdsverket. (1997). *Bearbetning av termoplaster*. Branschfakta. SNV40210. Naturvårdsverket. Stockholm. Sverige.
- Naturvårdsverket. (2000). *Har producenterna nått målen? - uppföljning av producentansvaret för 1999*. SNV Rapport 5078. Naturvårdsverket. Stockholm. Sverige.
- SAEFL (BUWAL). (1998). *Life-cycle Inventories for packaging*. Swiss Agency for the Environment. Bern. Schweiz.
- SFS. (1991). *Lagen (1991:336) om vissa dryckesförpackningar*. Svensk Författningssamling.
- SFS. (1997a). *Förordningen (1994:1235) om producentansvar för förpackningar*. Svensk Författningssamling.
- SFS. (1997b). *Förordningen (1997:788) om producentansvar för bilar*. Svensk Författningssamling.
- SFS. (2000). *Förordningen (2000:208) om producentansvar för elektriska och elektroniska produkter*. Svensk Författningssamling.
- Sundqvist, J-O., Baky, A., Björklund, A., Carlsson, M., Eriksson, O., Frostell, B., Granath, J., Thyselius, L. (1999). *Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi – Fallstudie Uppsala*. IVL-rapport B1380. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Stockholm. Sverige.
- Tukker, A., de Groot, H., Simons, L., Wiegersma, S. (1999). *Chemical Recycling of Plastics Waste (PVC and other resins)*. TNO-report STB-99-55 Final. TNO Institute of Strategy, Technology and Policy. Delft. Nederländerna.
- Uppenberg, S., Lindfors, L-G. (1999). *EPD Produktspecifika utgångspunkter för drivmedel*. PSR 1999:6. <http://www.sms-standard.se/pdf/edp/psr9906.pdf>.
- Öhlund, G. & Eriksson, E. (1998). *Återvinna, förbränna eller deponera? Miljöanalys av producentansvaret för plastförpackningar*. Sammanfattning av rapporten "Resthanteringsalternativ för plastförpackningar – en miljöpåverkansbedömning". CIT Ekologik Chalmers Industriteknik. Göteborg. Sverige.

Personlig kommunikation

- Andersson, E-L. Plaståtervinningen i Strömsbruk. Personlig kommunikation 2000-10-02.
- Andersson, L. Plaståtervinningen i Arvika. Personlig kommunikation 2000-10-02.
- Anzivino, C. Co.Re.Pla. Personlig kommunikation 2001-01-12.
- Frankl, P. Plasta. Lettland. Personlig kommunikation 2000-10-12.
- Jacobsson, L. Naturvårdsverket. Stockholm. 2000-10-13.
- Karlsson, L. Miljösäck AB. Norrköping. Personlig kommunikation 2000-10-05.
- Nilsson, S. Polyplank. Kalmar. Personlig kommunikation 2000-10-05.
- Norlida Trä. Gävle. Personlig kommunikation 2001-01-30.
- Olsson, D. Plastkretsen. Stockholm. Personlig kommunikation 2000-11-22.
- Ottosson, B-G. Meltic Hillertz AB. Bredaryd. Personlig kommunikation 2000-10-06.
- Schyllander, M. Plastkretsen. Stockholm. Personlig kommunikation 2000-10-13.

Sigleif, N. Plastic Recycling RLS AB. Röstånga. Personlig kommunikation 2000-10-03.

Strandberg, L. Srandplast. Perstorp. Personlig kommunikation 2000-10-19.

Vadman, S. Miljöresurs. Östersund. Personlig kommunikation 2000-10-03.

Volvo. Personlig kommunikation 2000-12-01.

Internet

Förpackningsinsamlingen. (2000). www.forpackningsinsamlingen.se. 2000-10-28.

Plastkretsen. (2000). www.plastkretsen.se. Plastkretsen AB. 2000-10-28.

STEM. (2001). www.stem.se. Statens Energimyndighet. 2001-01-12.

Schmalbach-Lubeca. (2000). www.schmalbach.de. 2000-12-13.

Volkswagen. (2001). www.volkswagen.se. 2001-01-15.

Bilaga 1. Tidigare studier

1.1 Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi.

I en systemanalytisk studie som även innehåller ekonomiska och samhällsekonomiska parametrar har Sundqvist m.fl. (1999) utvärderat olika hanteringsalternativ för kommunalt avfall. I studien vidareutvecklades och användes den på livscykelanalysmetodik baserade datormodellen ORWARE. Modellen utvidgades till att även innefatta en modell för plaståtervinning. Den är baserad på antagandet att materialåtervunnen plast enbart ersätter jungfrulig råvara i förhållandet 1:1. I det studerade normalfallet produceras den använda elenergin av kolkondens och ersättningsbränslet för fjärrvärmens antas vara biobränsle. Med dessa antaganden visar det sig att materialåtervinning är gynnsamt för miljön. Den ger lägre användning av icke-förnyelsebar energi och total energi jämfört med energiutvinning. Återvinningen ger också mindre miljöpåverkan i samtliga studerade miljöpåverkanskategorier. Den ger dock en högre företagsekonomisk kostnad än energiutvinning. Detta medför att den samhällsekonomiska kostnaden också blir något högre. Med avseende på miljöpåverkan, kan resultatet tolkas som att samhället skulle vinna på att det utvecklades plastförpackningar och materialåtervinningstekniker, om så inte är fallet i nuläge, så att den återvunna plasten verkligen ersätter jungfrulig råvara till 100 % i förhållandet 1:1.

1.2 Återvinna, förbränna eller deponera? Miljöanalys av producentansvaret för plastförpackningar

På uppdrag av Plastkretsen har Öhlund & Eriksson (1998) gjort en LCA på olika resthanteringsalternativ för plastförpackningar. Denna visar att den största miljöbelastningen uppstår i plastens produktionsfas. Eftersom en stor mängd resurser är bundet i materialet samt att både resursanvändning och emissioner är störst i produktionsfasen kan stora miljövinster göras genom att undvika nyproduktion. Den återvunna plasten antas ersätta jungfrulig plast till 100 % i förhållandet 1:1. Systemets förbrukade el liksom ersättningsbränslet vid fjärrvärmeproduktion antas komma från genomsnittlig svensk el resp. fjärrvärme. I studien jämförs de tre olika resthanteringsalternativen deponering, energiutvinning och materialåtervinning. Med dessa förutsättningar visade sig materialåtervinning vara det bästa hanteringsalternativet ur miljösynpunkt. Denna studie utfördes i form av en LCA, där det inte tas någon hänsyn till ekonomiska parametrar.

1.3 Best Practices for the Mechanical Recycling of Post-consumer Plastics

På uppdrag av APME har Ansems (2000) gjort en studie för att analysera de mest relevanta faktorerna för att åstadkomma en försvarbar materialåtervinning. Faktorerna är av såväl ekonomisk, laglig, social och organisatorisk karaktär. De icke-tekniska faktorerna dominerar alltså, snarare än de tekniska. Med avseende på dessa parametrar visar det sig att industrispill och verksamhetsförpackningar är mest lämpliga att materialåtervinna. Icke-förpackningsplast kommer på andra plats och hushållsplast är minst lämplig att återvinna.

1.4 DKR och DSD

DKR (Deutsche Gesellschaft für Kunststoff-Recycling mbH) och DSD (Duales System Deutschland) har tillsammans upprättat en projektgrupp för att studera energieffektiviteten i den tyska materialåtervinningen. Mål för undersökningen har hittills varit de ca 40 % av den genom DSD insamlade plastfraktionen som balas och skickas direkt till återvinning utan föregående agglomerering. Detta är alltså en relativt ren fraktion. 85 % av fraktionen antas ersätta nyråvara medan resterande 15 % antas ersätta tryckimpregnerat trä eller betong. I studien beaktades åtgång av primärenergi för nytillverkning av de produkter som den återvunna plasten ersätter, samt energianvändning vid själva återvinningsprocesserna. Dessutom studerades plastens substitutionsfaktor.

Resultaten av den första delstudien visar att om den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast sparas i genomsnitt 46 MJ/ kg plast in i primärenergi. För de enskilda plastlagen låg denna siffra på mellan 27 MJ/ kg för blandplast till 50 MJ för rena fraktioner av PE och PS. Om den återvunna plasten ersätter trä eller betong insparas dock inga nämnvärda mängder energi. Därför blir den genomsnittligt insparade mängden primärenergi på den studerade fraktionen 39 MJ/kg plast. Substitutionsfaktorn visar sig vara 1 i 50 % av fallen. I 40 % av fallen ligger den precis under 1. Bara i 10 % ligger den avsevärt långt under 1. (DKR, 2000)

1.5 Cost-Benefit Analysis of Plastic Recycling

En samhällsekonomisk analys av materialåtervinning i Österrike visar att återvinning av produktionsspill har signifikanta samhällsekonomiska fördelar. Även en ökad återvinning av icke-förpackningsplast, liksom förpackningsplast från den kommersiella sektorn (handel och verksamheter) leder till positiva samhällsekonomiska konsekvenser. Återvinning av hushållsavfall innebär dock en negativ nytta (kostnad) för samhället. Att minska den insamlade plastmängden från hushållen med 40 % skulle innebära en liten ökning i den återvunna mängden, till följd av att renare fraktioner erhålls. Dessa kan

återvinnas mera effektivt till en produkt av högre kvalitet. Det skulle också innebära en stor ökning av den samhällsekonomiska nyttan, även om denna fortfarande skulle vara negativ. Syftet med studien var att avgöra materialåtervinningens möjligheter och gränser baserat på dagens sammansättning av produkter och Österrikes avfallsmängd utifrån en miljömässig samt mikro- och makroekonomisk synvinkel. De studerade miljörelaterade parametrarna är primära energibärare, koldioxid och TOC utsläpp och volymen avfall som går till deponi. Ur miljösynpunkt visade sig alla studerade återvinningsalternativ, inklusive återvinningen av plast från hushåll vara positiva.

1.6 Life-Cycle Assessments of Energy from Solid Waste

Om plast återvinns för att ersätta jungfrulig plast visar även Finnveden, m.fl. (2000) att materialåtervinning av plast, ur miljösynpunkt, är att föredra framför energiutvinning. Om den återvunna plasten däremot ersätter tryckimpregnerat trä är miljövinsten mindre jämfört med energiutvinning. Parametrar som användning av primära energibärare liksom växthuseffekt är, i detta fall, större för materialåtervinning än för energiutvinning, bl.a. beroende på den elintensiva återvinningsprocessen. Vad gäller miljöpåverkanskategorin toxicitet är materialåtervinning dock att föredra framför energiutvinning. I studien har det antagits att en plastplanka ersätter en tryckimpregnerad träplanka. Det finns enligt Finnveden f.n. inte några data som visar att en plastplanka har en längre livstid än en tryckimpregnerad träplanka. Det har heller inte tagits någon hänsyn till underhåll av produkter av plast respektive tryckimpregnerat trä. Den insparade användningen av trä vid återvinningen av plast antas användas som biobränsle för energiproduktion. Elenergin som förbrukas i systemet antas komma från kolkondens.

Bilaga 2. Vektorn

Tabell 2.1 Den studerade vektorn i denna studie

Flöde	Förklaring
TS	Torrsubstans
H ₂ O	Vatten
Partiklar eller suspenderat material	Partiklar eller suspenderat material
C-tot b	Totalt kol från biomassa
C-tot f	Totalt fossilt kol
CO ₂ b	Koldioxid från biomassa
CO ₂ f	Fossil koldioxid
CH ₄	Metan
VOC	Flyktiga organiska ämnen
CHX	Klorerade kolväten
CO	Kolmonoxid
PAH	Polyaromatiska kolväten
O-tot	Totalt syre
H-tot	Totalt väte
COD	Kemisk syreförbrukande substans
BOD	Biologisk syreförbrukande substans
N-tot	Totalt kväve
NH ₃ / NH ₄ -N	Ammonium- och ammoniakkväve
NO _x -N	Kväve i kväveoxider
NO ₃ -N	Nitratkväve
N ₂ O-N	Lustgaskväve
P-tot	Totalt fosfor
S-tot	Totalt svavel
SO _x -S	Svavel i svaveldioxid och svavelmonoxid
Dioxiner	Dioxiner
Cl-tot	Totalt klor
Pb	Bly
Cd	Kadmium
Hg	Kvicksilver
Cu	Koppar
Cr	Krom
Ni	Nickel
Zn	Zink

Bilaga 3. Dataval

3.1 Energianvändning vid materialåtervinning

I kartläggningen har det framkommit att energianvändningen vid materialåtervinning av plast ligger i intervallet 1.1–2.9 MJ, se *tabell 3.1* för produktion fram till färdig produkt, varför det finns belägg för att sänka energianvändningen från 3,6 MJ/ kg plast som användes i etapp 1 (Sundqvist et.al., 1999) till 2,9 MJ.

Tabell 3.1 Energianvändning för några återvinningsanläggningar

Återvinningsanläggning	Energianvändning (MJ/ kg plast)
Plastic Recycling RLS AB, Röstånga	1,02
Plaståtervinningen i Arvika	1,26
Miljösäck AB, Norrköping	2,50
Polyplank, Kalmar	2,90

3.2 Energiproduktion

Data för produktion av el och ersättande fjärrvärmeenergi i form av förbrukade primära energikällor, liksom verkningsgrader och energimixar är hämtade från etapp 1 (Sundqvist m.fl., 1999).

3.3 Insamling och transporter med lastbil

Data för beräkning av insamlings- och transportavstånd, liksom energianvändning är hämtade från etapp 1. (Sundqvist m.fl., 1999)

3.4 Plast till materialåtervinning

Den ingående plastmängden i simuleringarna är densamma som i etapp 1. Data för plastmängden är baserade på fallstudien som gjordes på Uppsala kommun. Hushållens procentuella avfallssammansättning i olika avfallskategorier bygger på data från VAFAB. Data för avfallsuppkomst (på årsbasis) från hushållen i Uppsala kommer från Uppsala kommun. Verksamhetsavfallets sammansättning och mängd per förvärvs-arbetande bygger på en manual för beräkning av avfallsmängder och antalet förvärvs-arbetande på statistik för Uppsala kommun. (Sundqvist m.fl., 1999)

3.5 Vattenutsläpp

Det visade sig i kartläggningen att det finns företag som gör kontinuerliga mätningar på tvättvattnet för plasten. I *tabell 3.2* redovisas de data som har använts i modellen istället för de i Sundqvist, m.fl. (1999). Dessa data är ett medelvärde av kontinuerliga mätresultat utförda vid 9 olika tillfällen. Den genomsnittliga vattenanvändningen är 7.9l/ kg plast.

Tabell 3.2 Vattenemissioner från materialåtervinning av plast (Karlsson, 2000)

Vattenemission	(kg/ 1 H ₂ O)
P-tot	9,31E-07
Cd	6,11E-10
BOD-7	7,07E-05
COD	4,59E-04
N-tot	3,06E-06

3.6 Jungfrulig plastproduktion

I den tidigare plastmodellen är plasten modellerad fram till plastgranulat eftersom man har antagit att granulatet sedan hanteras likadant oavsett om råvaran är återvunnen eller jungfrulig. Detta tillämpas fortfarande på den del av det återvunna materialet som ersätter jungfrulig plast. Nya data för jungfrulig produktion av plast har dock publicerats sedan etapp 1 gjordes, varför de har valts att användas istället. Dessa data är hämtade från APME's ekoprofil (Boustead, 1999) och avser produktion av ett kg plastgranulat, från råvaruutvinning till färdig produkt. I det tidigare projektet valdes HDPE till att representera samtlig nyproduktion av plast. I denna studie speglar nyproduktion av plast den återvunna plasten m.a.p. plasticsort, d.v.s. återvunnen HDPE ersätts med jungfrulig HDPE och återvunnen LDPE med jungfrulig LDPE. I tabellerna nedan presenteras använda data för resursanvändning (*tabell 3.3*), elförbrukning uppdelat på primära energikällor enligt en europeisk elmix (*tabell 3.4*), samt de emissioner som uppkommer till luft och vatten (*tabell 3.5*). Vad gäller data för tungmetaller har data från APME kompletterats med data från SAEFL (1998), vilket också var fallet i etapp 1 (Sundqvist m.fl., 1999).

Tabell 3.3 Resursanvändning för jungfrulig produktion av plast (Boustead 1999)

Resurs	HDPE (MJ)	LDPE (MJ)
El	8,3	10,4
Olja	49,4	31,1
Naturgas	22,3	39,0
Totalt	79,9	80,6

Tabell 3.4 Elanvändning vid jungfrulig produktion av plast (Boustead, 1999)

Energikälla	HDPE (MJ)	LDPE (MJ)
Kol	2,43	2,61
Olja	0,16	0,25
Gas	1,50	3,03
Hydro	0,96	1,17
Kärnkraft	3,17	3,30
Biobränsle	0,03	0,07
Totalt	8,25	10,43

Tabell 3.5 Luft- och vattenemissioner från jungfrulig produktion av HDPE och LDPE

Emission	Emissioner till luft kg/ kg HDPE	Emissioner till vatten kg/ kg HDPE	Emissioner till luft kg/ kg LDPE	Emissioner till vatten kg/ kg LDPE	Källa
CO2	1,7	-	1,9	-	Boustead (1999)
CH4	5,70E-03	-	5,80E-03	-	Boustead (1999)
VOC	5,90E-03	5,10E-05	6,80E-03	4,50E-05	Boustead (1999)
CO	8,20E-04	-	1,10E-03	-	Boustead (1999)
NH3-N	-	6,22E-06	-	8,56E-06	Boustead (1999)
NOx-N	3,30E-03	-	2,92E-03	-	Boustead (1999)
NO3-N	-	1,35E-05	-	1,19E-05	Boustead (1999)
Other N	-	8,00E-06	-	2,00E-06	Boustead (1999)
Partiklar	2,90E-03	2,10E-03	2,00E-03	2,20E-04	Boustead (1999)
SOx-S	7,00E-03	-	4,15E-03	-	Boustead (1999)
Pb	6,80E-08	6,10E-07	6,80E-08	6,10E-07	Sundqvist m.fl (1999)
Cd	1,30E-08	2,10E-08	1,30E-08	2,10E-08	Sundqvist m.fl (1999)
Hg	3,00E-08	1,70E-09	3,00E-08	1,70E-09	Sundqvist m.fl (1999)
Cu	-	5,10E-07	-	5,10E-07	Sundqvist m.fl (1999)
Cr	-	1,10E-06	-	1,10E-06	Sundqvist m.fl (1999)
Ni	7,20E-07	5,30E-07	7,20E-07	5,30E-07	Sundqvist m.fl (1999)
Zn	3,10E-07	1,40E-06	3,10E-07	1,40E-06	Sundqvist m.fl (1999)
BOD	-	1,50E-04	-	1,30E-04	Boustead (1999)
COD	-	2,00E-04	-	4,70E-04	Boustead (1999)
AOX	-	-	-	-	Boustead (1999)
Fenoler	-	4,00E-06	-	3,00E-06	Boustead (1999)
S-tot	-	2,13E-05	-	3,90E-05	Boustead (1999)
P-tot	-	4,36E-07	-	1,74E-06	Boustead (1999)
N-tot	3,30E-03	2,77E-05	2,92E-03	2,25E-05	Boustead (1999)

3.7 Substitutionsfaktorn för LDPE

Det har i diskussion med återvinnare framkommit att det maximalt kan skilja 10-30 µm mellan materialåtervunna och jungfruliga plastpåsar som varierar i tjocklek mellan 50-100 µm och som har samma storlek och funktion (Karlsson, 2000). Substitutionsfaktorn (mängden jungfrulig plast delat med mängden återvunnen plast för samma produkt) kan därför som lägst vara 0,7. Det är den i det fall när en återvunnen plastpåse som är 100 µm tjock ersätter en jungfrulig plastpåse som är 70 µm.

3.8 Produktion av tryckimpregnerat trä

Data för tryckimpregnerat trä är hämtade från Erlandsson (2000). De är endast redovisade i form av miljöpåverkanskategorier och återfinns i *tabell 3.6*.

Tabell 3.6 Miljöpåverkan från träplanka impregnerad med Laporte ACQ 1900 (Erlandsson, 2000)

Miljöpåverkanskategori	(utsläpp/ m ³ splintved)
Växthuseffekt (g CO ₂ -ekv.)	19542,0
Försurning (g SO ₂ -ekv.)	7,2
Fotooxidanter (g eten-ekv.)	27,8
Fotooxidanter (g NO _x .)	92,1
Övergödning (g O ₂ -ekv.)	575,7

Det har antagits att uteslutande primära resurser har använts i beräkningarna för koppar. I verkligheten är det dock oftast skrot som används vid kopparoxidtillverkningen (Erlandsson, 2000). Den större delen av brytningen och metallverkens påverkan har allokerats till koppartillverkningen, varför en överskattning av miljöpåverkan har gjorts. En europeisk elmix har använts i beräkningarna.

Samma volym plankor (m³) produceras i samtliga scenarier. Den specifika volymen för en plankor i återvunnen plast har beräknats som ett medelvärde av uppgifterna från två hållrumsprofiler i standardformat från Polyplank (Nilsson, 2000). Dessa har måtten 140x37 mm med densitet 1,7 kg/ löpmeter respektive 100x25 mm med densitet 1,0 kg/ löpmeter. Det ger en specifik volym på 0,028 m³/ kg. Data återfinns i *tabell 3.7*.

Tabell 3.7 Mått för plastplanka

Mått (m ³ / löpmeter)	Densitet (kg/ löpmeter)	Densitet (kg/ m ³)	Specifik volym (m ³ /kg)
0,052	1,7	32,8	0,030
0,025	1,0	40,0	0,025
Medel	1,4	36,4	0,028

Data för energianvändning vid produktion av en tryckimpregnerad träplanka är hämtade från en EPD (certifierad miljövarudeklaration) för "sågad trävara" från Mellanskog Industri AB (1999). Tabell 3.8 visar hur energianvändningen är uppdelad på olika energikällor. Enligt EDPn är torrdensiteten 490 kg/ m³, energianvändningen för 1 m³ träplanka blir därmed 4,3 MJ/ kg. Till detta har en genomsnittlig energianvändning för själva impregneringssteget på 0,067 MJ/ kg (Norlida Trä, pers. kom.) adderats.

Tabell 3.8 Energianvändning vid produktion av 1 m³ tryckimpregnerad träplanka

Energikälla	Mängd (MJ)
Vattenkraft	99
Biobränsle	1406
Kärnkraft	111
Olja	538
Totalt	2154

3.9 Båttransport

Enligt kartläggningen materialåtervinns ca 20 % av den genom Plastkretsen insamlade förpackningsplasten i Baltikum. Dit fraktas den med en reguljär färja. Till delmodellen för båtfrakt har en befintlig transportmodell använts som utgångspunkt. Data för färjans utsläpp, samt dieselförbrukning är hämtade från databasen KCL Ecodata (1997) och motsvarar de för en bilfärja på 58 000 bruttoton. Avståndet är beräknat mellan Stockholm och Riga (Bonniers Världsatlas). Plastens vikt per frakttillfälle är uppskattad till 20 ton (Frankl, pers.kom) och lastbilen med släp till likaså max 20 ton (Volvo, pers. kom.). Indata och utdata i modellen redovisas i *tabell 3.9* och *3.10* nedan.

Tabell 3.9 Indata för båttransport (KCL Ecodata, 1997; Frankl, pers. kom.; Bonniers Världsatlas)

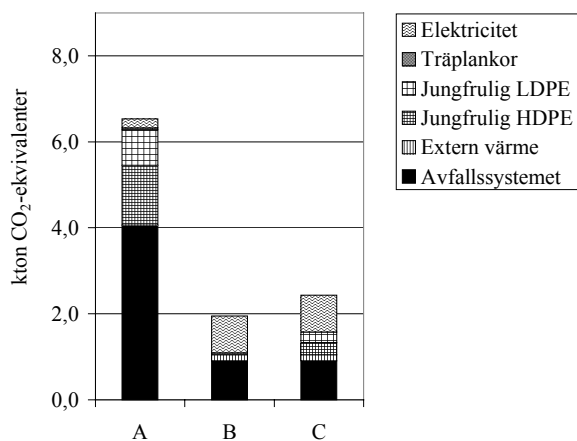
Indata	Värde
Diesel (kg/ tonkm)	0,031
Normallast (ton)	40,0
Avstånd (km)	454,0

Tabell 3.10 Emissionsdata för båttransport (KCL Ecodata, 1997)

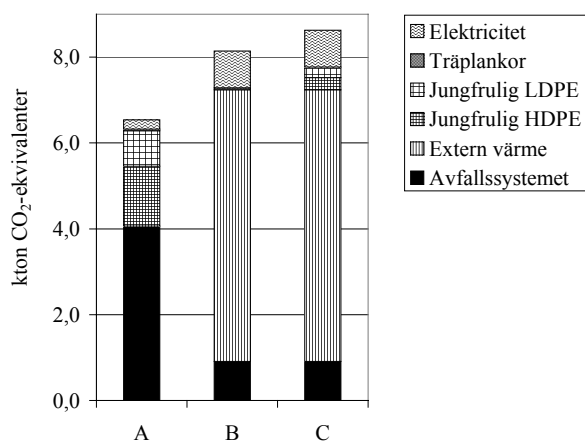
Utflyde	(kg/ tonkm)	(kg/ MJ)
CO	1,50E-04	1,12E-04
CO2 (fossilt)	9,72E-02	7,23E-02
NOx	2,20E-03	1,64E-03
SO2	3,00E-04	2,23E-04
Partikulärt mtrl	6,00E-05	4,46E-05
VOC	0,000030	0,000022

Bilaga 4. Känslighetsanalys

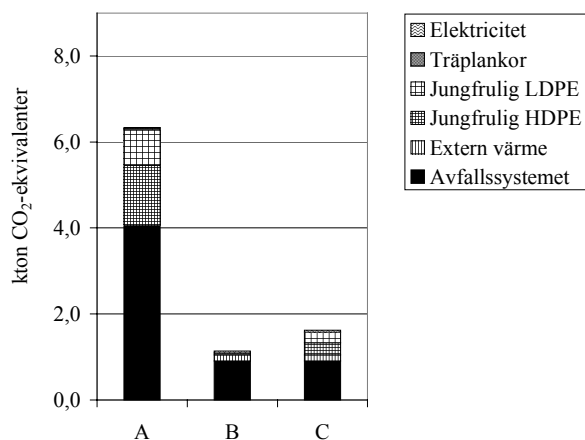
Känslighetsanalyser har gjorts på ersättningsbränsle för värmeproduktionen och val av energikälla för elproduktionen. Resultatdiagrammen för känslighetsanalyserna presenteras för varje miljöpåverkanskategori (liksom i *avsnitt 3.3.3*) i *figur 4.1- 4.18*. För överskådlighetens skull återfinns normalfallets resultat överst på varje sida. I mitten presenteras resultat från simuleringarna då både fjärrvärme och el kommer från kol. Nederst presenteras resultat från simuleringarna då fjärrvärme kommer från biobränsle och el från svensk elmix.

Växthuseffekt

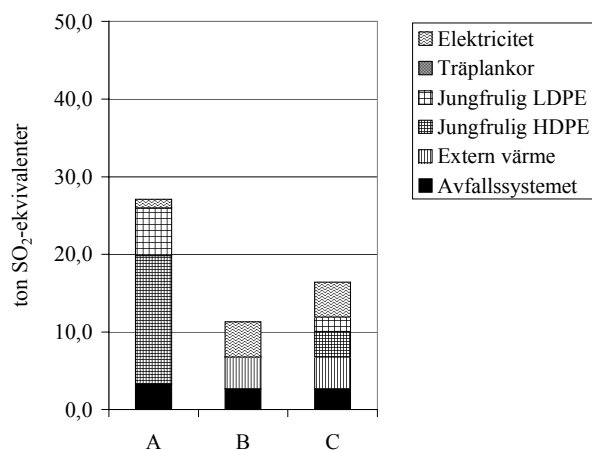
Figur 4.1 Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



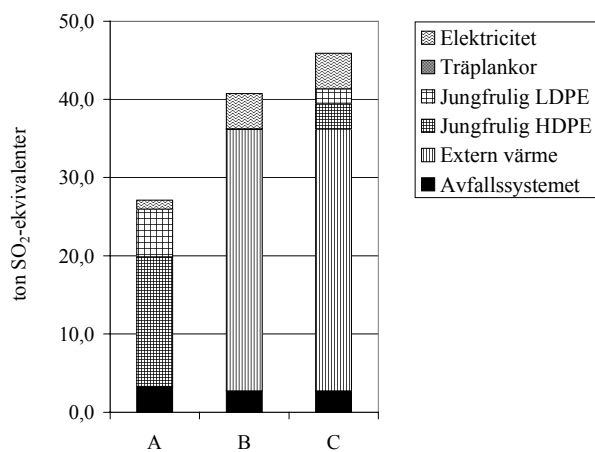
Figur 4.2 Fjärrvärme från kol, el från kol



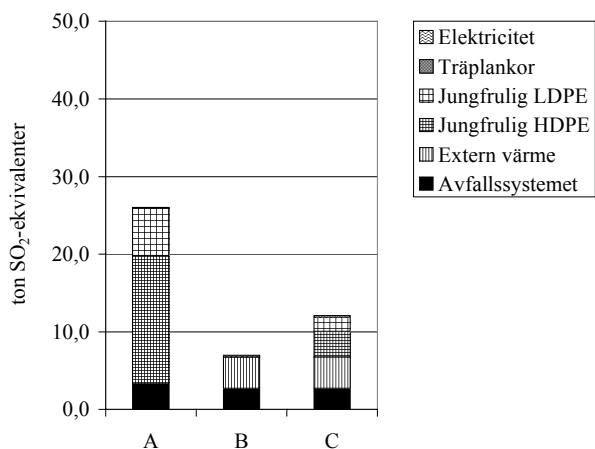
Figur 4.3 Fjärrvärme från biobränsle, el från svensk elmix

Förurning

Figur 4.4 Fjärrvärme från biobränsle, el från kol

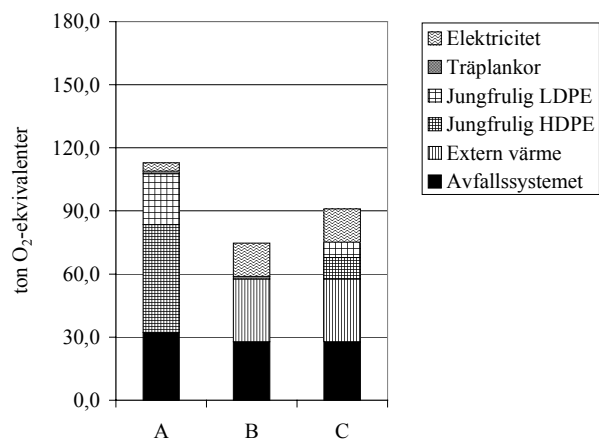


Figur 4.5 Fjärrvärme från kol, el från kol

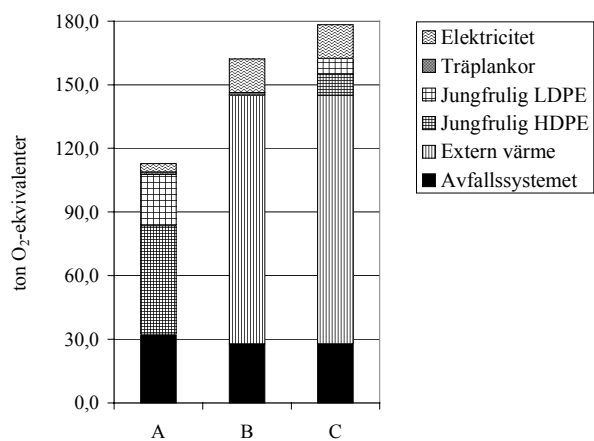


Figur 4.6 Fjärrvärme från biobränsle, el från svensk elmix

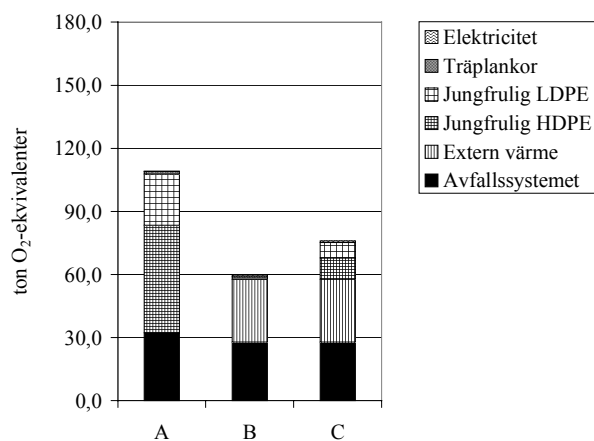
Övergödning



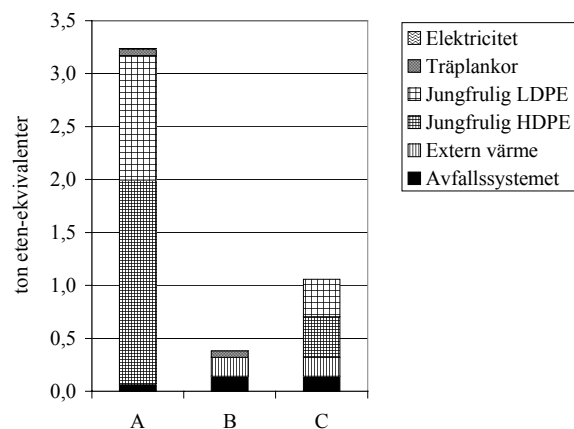
Figur 4.7 Fjärrvärme från biobriant, el från kol



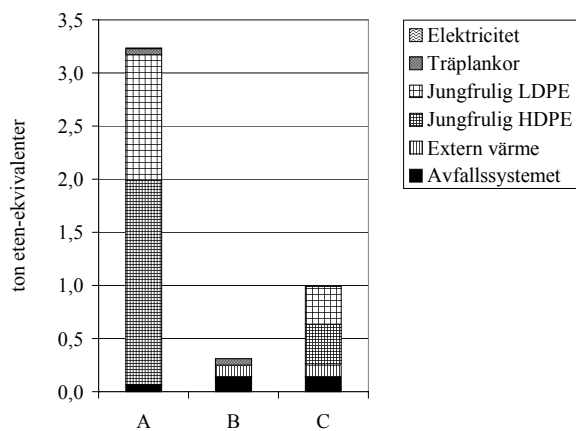
Figur 4.8 Fjärrvärme från kol, el från kol



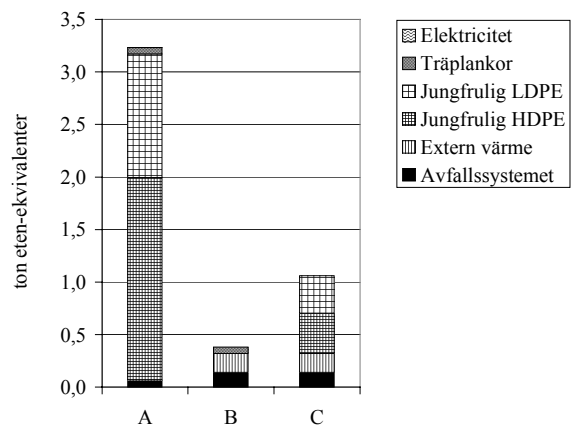
Figur 4.9 Fjärrvärme från biobriant, el från svensk elm

Fotooxidanter – VOC

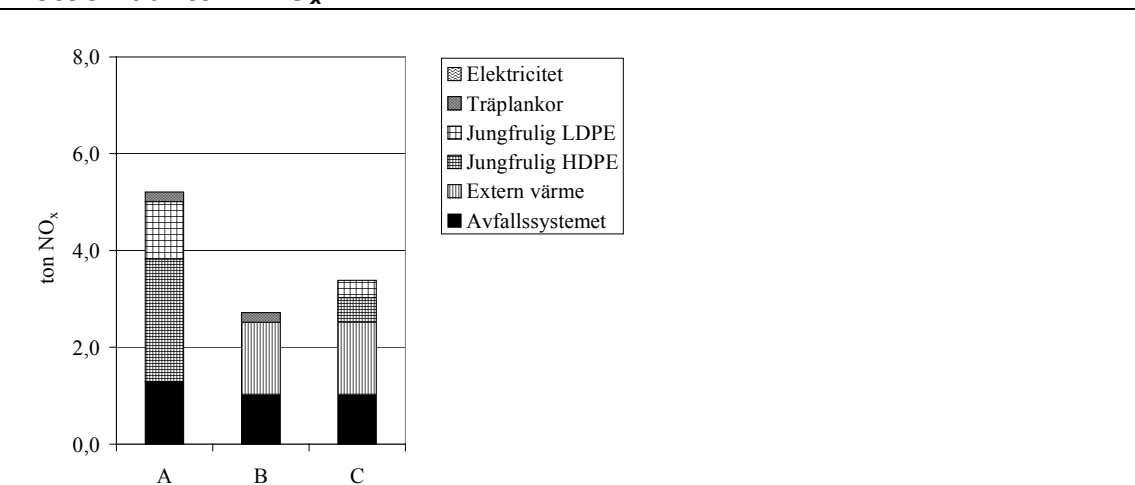
Figur 4.10 Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



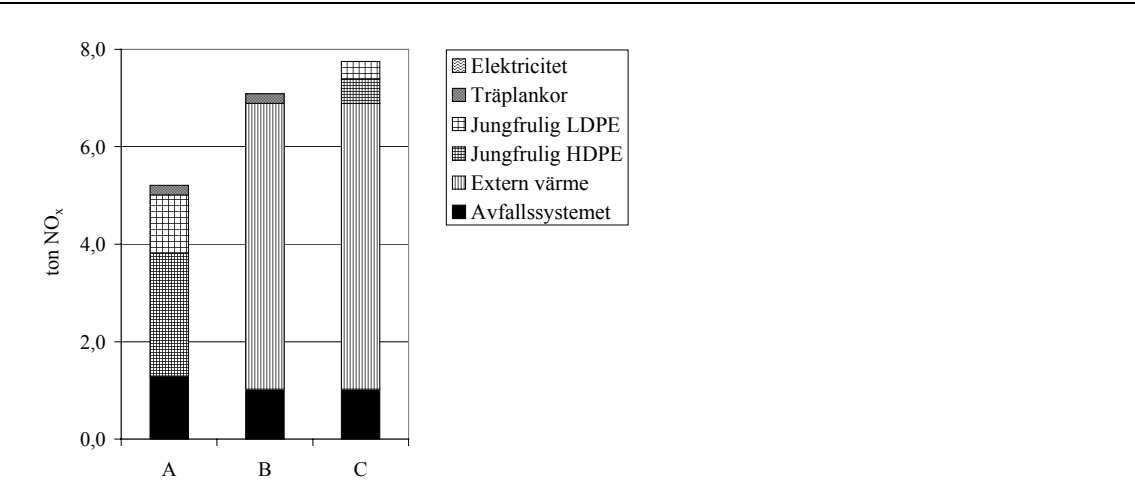
Figur 4.11 Fjärrvärme från kol, el från kol



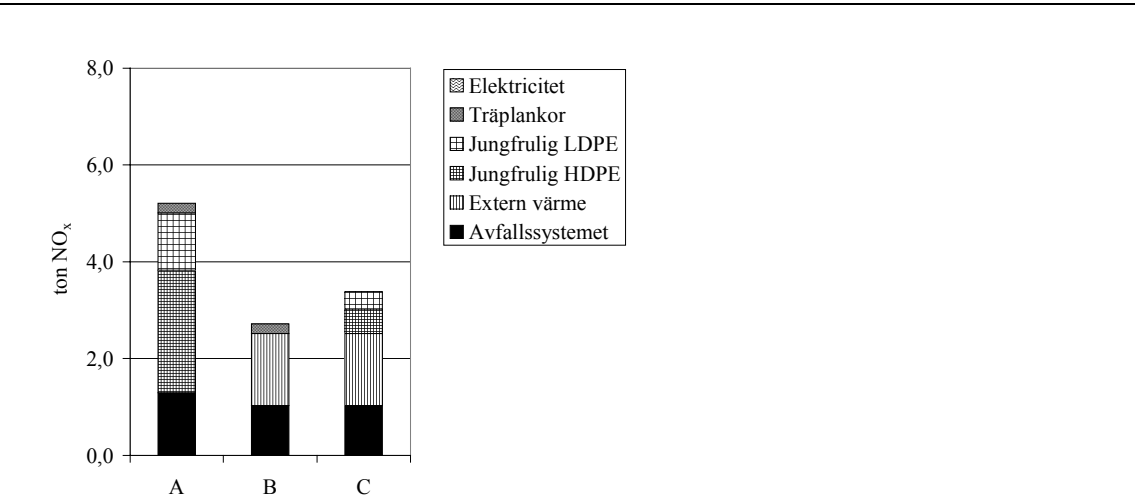
Figur 4.12 Fjärrvärme från biobränsle, el från svensk elmix

Fotooxidanter – NO_x

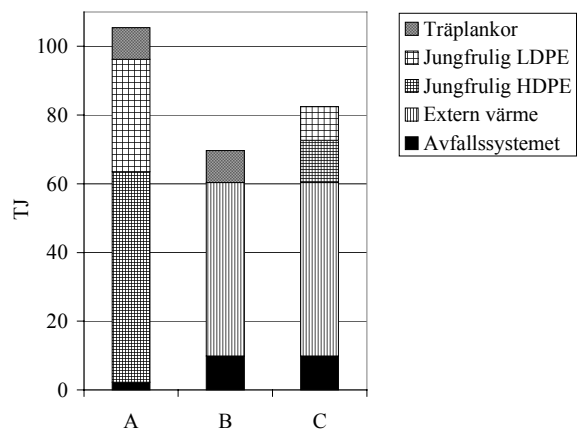
Figur 4.13 Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



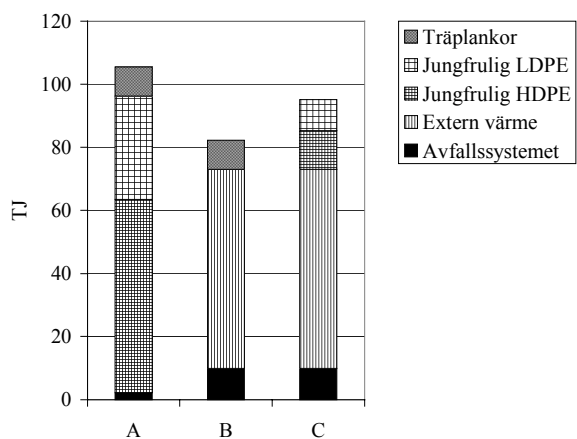
Figur 4.14 Fjärrvärme från kol, el från kol



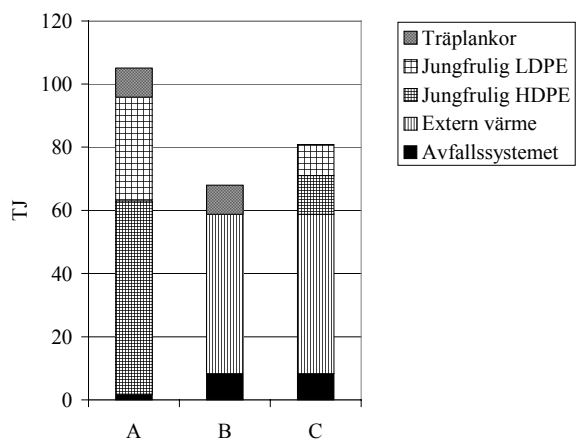
Figur 4.15 Fjärrvärme från biobränsle, el från svensk elmix

Energianvändning

Figur 4.16 Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



Figur 4.17 Fjärrvärme från kol, el från kol



Figur 4.18 Fjärrvärme från biobränsle, el från svensk elmix

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

Forskning- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie)
IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden
IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt
IVLs hemsida: www.ivl.se

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

P.O.Box 210 60, SE-100 31 Stockholm
Hälsingegatan 43, Stockholm
Tel: +46 8 598 563 00
Fax: +46 8 598 563 90

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O.Box 470 86, SE-402 58 Göteborg
Dagjämningsgatan 1, Göteborg
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 472 26 77 80
Fax: +46 472 26 77 90

www.ivl.se